collection Expertise collégiale

Expertise réalisée par l'IRD
à la demande du Gouvernement
et des collectivités territoriales
de Nouvelle-Calédonie
(province Sud, province Nord
et province des îles Loyauté)
Mandataire :
Institut agronomique néo-calédonien

Version bilingue

Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien

Invasive Species in the New Caledonian Archipelago

Coordination scientifique
Marie-Laure Beauvais, Alain Coléno, Hervé Jourdan

IRD Éditions
Institut de recherche
pour le développement

Les espèces envahissantes
dans l'archipel néo-calédonien
Un risque environnemental et économique majeur

Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien

Un risque environnemental et économique majeur

Coordination scientifique

Marie-Laure Beauvais, Alain Coléno, Hervé Jourdan

Rapporteure

Dominique Chouchan

La première partie (synthèse et recommandations) du rapport est présentée successivement en français et en anglais sur support papier. La seconde partie (analytique) est présentée sur le CD-Rom joint.

IRD Éditions

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

collection Expertise collégiale

Paris, 2006

Préparation éditoriale
Rachel Vincent

Mise en page
Bill Production

Maquette couverture et intérieur
Pierre Lopez

Traduction en anglais
Harriet Coleman

Coordination
Département Expertise et Valorisation, IRD

Fabrication
Catherine Plasse

Cette expertise collégiale a été réalisée à la demande du Gouvernement et des collectivités territoriales de Nouvelle-Calédonie (la province Sud, la province Nord et la province des îles Loyauté) Institut agronomique néo-calédonien (IAC), mandataire.

La loi du 1er juillet 1992 (code de la propriété intellectuelle, première partie) n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article L. 122-5, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective » et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans le but d'exemple ou d'illustration, " toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause, est illicite " (alinéa 1er de l'article L. 122-4).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon passible des peines prévues au titre III de la loi précitée.

© IRD, 2006
ISSN 1633-9924 / ISBN : 2-7099-1613-4

Composition du collège d'experts

Coordination scientifique

Marie-Laure Beauvais (IRD)
Alain Coléno, Président (Bureau des ressources génétiques)
Hervé Jourdan (IRD)

Rapporteure

Dominique Chouchan

Membres

Marc Delos (Direction régionale de l'Agriculture et de la Forêt - SRPV)
Estelle Gozlan (Inra)
Jean-Claude Lefeuvre (Museum national d'histoire naturelle)
Lloyd Loope (Pacific Island Ecosystems Research Center, USGS)
Jean-Yves Meyer (Délégation à la recherche - Polynésie française)
Michel Pascal (Inra)
Andy Sheppard (Csiro Entomology)
Alban Thomas (Inra)

Avec la contribution de

Nicolas Barré (Institut agronomique néo-calédonien)
Fabrice Brescia (Institut agronomique néo-calédonien)
Michel de Garine-Wichatitsky (Institut agronomique néo-calédonien)
Thierry Frétey (Association Racine)
Tanguy Jaffré (IRD)
Joël Jérémie (Museum national d'histoire naturelle)
Philippe Keith (Museum national d'histoire naturelle)

Olivier Lorvelec (Inra),
Jérôme Munzinger (IRD)
Christian Mille (Institut agronomique néo-calédonien)

Relecture scientifique

Bernard Chevassus au Louis (Museum national d'histoire naturelle)
David Simberloff (Université du Tennessee, EU)

Ont également participé à la réalisation de cette expertise collégiale

Michèle Bouchez (IRD – Département Expertise et Valorisation)
Anne Glanard (IRD – Département Expertise et Valorisation)

Les nombreuses références qui viennent à l'appui des analyses présentées dans la synthèse sont insérées dans les chapitres analytiques de l'expertise collégiale.

Table des matières

Abréviations 12

Objectifs et méthodes de l'Expertise collégiale 15

Introduction 19
Des pratiques ancestrales 19
Des espèces parfois utiles, parfois superflues 21
Les particularités de la Nouvelle-Calédonie 22
Des conventions internationales 24
En Nouvelle-Calédonie 27
Le chemin de l'expertise collégiale 28

■ *Première partie*
Synthèse et recommandations

Ces espèces qui envahissent la Nouvelle-Calédonie 33
Questions de définition 34
Un archipel très exposé 34
Vertébrés envahissants 39
Plantes envahissantes 49
Invertébrés introduits et potentiellement envahissants 52
Espèces envahissantes en eau douce 56

Quels risques et quels impacts environnementaux ? 59
De l'introduction d'une espèce à sa propagation 59
Quel risque d'invasion ? 61
Les dangers du laisser-faire 63
Une invasion catastrophique en Nouvelle-Calédonie 65
Le risque d'invasion en Nouvelle-Calédonie 67

Comment évaluer les impacts économiques ? 70
Coûts et bénéfices des espèces envahissantes 71

Méthode d'analyse coûts/bénéfices 72
Analyse coûts/bénéfices en Nouvelle-Calédonie 75
Forces et faiblesses de l'analyse coûts/bénéfices 78
Quelles méthodes alternatives ? 80
Quelle(s) méthode(s) pour les espèces envahissantes ? 82

Quelles stratégies de lutte ? 84
De la détection à la surveillance 84
L'éradication, succès et échecs 89

Quel dispositif de biosécurité ? 93
Risques phytosanitaires sous l'angle international et national 93
La biosécurité dans la zone du Pacifique 96
Le dispositif de quarantaine néo-calédonien 99
Surveillance et gestion du risque en Nouvelle-Calédonie 101

Comment communiquer sur les espèces envahissantes ? 104
De l'information à la communication 104
Quelques campagnes de communication dans le Pacifique 107
Succès et échecs de campagnes en Nouvelle-Calédonie 109
Quelques recommandations 111

Suggestions et recommandations 113
Le dispositif de quarantaine 114
Risques environnementaux 114
Comment financer la lutte contre les espèces envahissantes 117
Les recommandations en bref 119

■

Annexes

Annexe 1 – Cahier des charges de l'expertise collégiale 123
Introduction 123
Objectif Expertise collégiale (EC) 124
Questionnement de l'Expertise collégiale 124
Plan de travail du collège d'experts 125
La Nouvelle-Calédonie et les espèces envahissantes 128

Annexe 2 – Présentation du collège d'experts 132

Annexe 3 – Présentation du comite de suivi 134

■ *Seconde partie*

Chapitres analytiques (CD-ROM)

Question 1 – Les îles de Nouvelle-Calédonie sont-elles toutes affectées de façon comparable par les invasions biologiques ?

– Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale

JEAN-CLAUDE LEFEUVRE CD-ROM

– Les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : première évaluation et recommandations de gestion

JEAN-YVES MEYER, LLOYD L. LOOPE, ANDY SHEPPARD, JÉRÔME MUNZINGER, TANGUY JAFFRÉ CD-ROM

– Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés : invasions, disparitions

MICHEL PASCAL, NICOLAS BARRÉ, MICHEL DE GARINE-WICHATITSKY, OLIVIER LORVELEC, THIERRY FRÉTEY, FABRICE BRESCIA, HERVÉ JOURDAN CD-ROM

– Les invertébrés introduits dans l'archipel néo-calédonien : espèces envahissantes et potentiellement envahissantes. Première évaluation et recommandations pour leur gestion

HERVÉ JOURDAN, CHRISTIAN MILLE CD-ROM

Question 2 – Quelles sont les espèces potentiellement envahissantes (végétales ou animales) faisant courir un risque environnemental majeur pour l'archipel néo-calédonien ?

– Les invertébrés menaçants pour l'archipel néo-calédonien : recommandations pour leur prévention

HERVÉ JOURDAN CD-ROM

– Quelques espèces animales envahissantes aux frontières de la Nouvelle-Calédonie et présentant un risque environnemental majeur

LLOYD LOOPE, MICHEL PASCAL CD-ROM

Question 3 – Pour les espèces décrites comme menaçantes, quelles caractéristiques locales (de l'environnement, du système de surveillance) doit-on identifier comme essentielles pour évaluer la probabilité d'invasion dans le contexte néo-calédonien ?

– Probabilité d'invasion biologique et environnement local

ALBAN THOMAS, ANDY SHEPPARD, ESTELLE GOZLAN CD-ROM

Question 4 – Comment évaluer les conséquences probables sur l'environnement d'une introduction non maîtrisée, à partir de cas d'invasions connus et documentés dans le Pacifique ?

– Les conséquences d'une politique de non gestion des espèces envahissantes

Hervé Jourdan, Lloyd Loope CD-ROM

Question 5 – Analyse des méthodes usuelles de valorisation des biens environnementaux comme biens publics (services non-marchands)

– Impacts de l'introduction d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie : aspects méthodologiques pour l'évaluation économique et pistes de réflexion pour un partage efficace des coûts

Alban Thomas, Estelle Gozlan, Lloyd Loope CD-ROM

Question 6 – Sur quelles bases, et de quelles manières, conduire une analyse coût/bénéfices intégrant différents scénarios d'introduction et permettant d'appuyer une politique de contrôle raisonnée ?

– Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvénients et difficultés de l'analyse coûts/bénéfices, méthodes alternatives de critères de décision

Alban Thomas, Estelle Gozlan CD-ROM

Question 7 – Quels sont les éléments d'un système de détection et de surveillance après l'introduction ? Peut-on en évaluer l'efficacité ?

Andy Sheppard, Lloyd Loope CD-ROM

Question 8 – Dans la situation où elles expriment actuellement ce potentiel, quelles sont les mesures d'éradication ou de gestion qui ont déjà été prises (ou expérimentées). Peut-on en évaluer l'efficacité ?

– L'éradication : une mesure de gestion des populations allochtones

Lloyd Loope, Andy Sheppard, Michel Pascal, Hervé Jourdan CD-ROM

Question 9 – Peut-on établir un tableau des risques encourus par la Nouvelle-Calédonie ?

Alain Coléno CD-ROM

Question 10 – Analyser la pertinence de quelques systèmes de biosécurité des espèces envahissantes mis en place par quelques pays de la zone du Pacifique. Quelles en sont les caractéristiques techniques, juridiques, organisationnelles ?

Andy Sheppard, Lloyd Loope, Marc Delos, Jean-Yves Meyer CD-ROM

Question 11 – Analyser de la même manière le système néo-calédonien

– Cas particulier du dispositif néo-calédonien ;
aptitudes à appréhender les espèces envahissantes

Marc Delos, Andy Sheppard CD-ROM

Question 12 – Faire toutes les suggestions portant sur la pertinence, la cohérence, la structure et le fonctionnement de ce système

– Suggestions

Alain Coléno CD-ROM

Questions 13-16 – Communication sur le risque

Estelle Gozlan, Alban Thomas , Jean-Yves Meyer CD-ROM

Abréviations

ACB	Analyse coûts/bénéfices
ARP	Analyse du risque phytosanitaire
CDB	Convention sur la diversité biologique
CGAPS	*Coordinating Group on Alien Pest Species*
CIPV	Convention internationale pour la protection des végétaux
CITES	Convention internationale sur les espèces menacées
CRC	*Cooperative Research Center* (CRC) *for Australian Weed Management*
DAE	Direction des affaires économiques
Davar	Direction des affaires vétérinaire, alimentaire et rurale
DDE-E	Direction du développement économique et de l'environnement
DDR	Direction du développement rural
DEV	Département Expertise et Valorisation
DRN	Direction des ressources naturelles
EE	Espèces envahissantes
ERMA	*Environmental Risk Management Authority*
FAO	*Food and Agricultural Organization*
FEM	Fonds pour l'environnement mondial
GATT	*General Agreement on Tariffs and Trade*
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GIS	Groupement d'intérêt scientifique

GISP	*Global Invasive Species Program*
HACCP	*Hazard Analysis Critical Control Point*
HDOA	*Hawaii Department of Agriculture*
HDOA-PQ	*Hawaii Department of Agriculture, Plant Quarantine Branch*
HSNO	*Hazardous Substances and New Organisms Act*
ICPM	Commission intérimaire chargée de l'application des mesures phytosanitaires
ICSU	Conseil international pour la science
IHS	*Import Health Standards*
IRA	Analyses de risque d'importation
KARA	*Kahului Airport Pest Risk Assessment*
MAF	Ministère de l'Agriculture et de la Forêt
MISC	*Maui Invasive Species Committee*
NIMP	Normes internationales de mesures phytosanitaires
OMC	Organisation mondiale du commerce
Rifa	*Red Imported Fire Ant*
SCOPE	*Scientific Committee on Problems of the Environment*
SPS	Mesures sanitaires et phytosanitaires
SRAS	Syndrome respiratoire aigu sévère
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
USGS	*US Geological Survey*
VET	Valeur économique totale
WRA	*Weed Risk Assessment*

Objectifs et méthodes de l'Expertise collégiale

Les expertises collégiales sont engagées par l'Institut de recherche pour le développement « sur commande », pour éclairer la décision politique et le débat public sur des enjeux de société : mettre la recherche et les connaissances des chercheurs à la disposition de la collectivité fait partie des missions des établissements publics de recherche.

Cependant, il n'entre pas dans la fonction d'un établissement scientifique de dresser pour les pouvoirs publics des « projets d'action » : les choix d'action sont éminemment politiques, ils font appel à d'autres données, extérieures au monde scientifique. En mettant au point la méthode des Expertises collégiales, l'IRD entend, plus modestement, contribuer à rassembler sur un sujet donné les connaissances disponibles dans la littérature spécialisée, à en dégager la portée dans le cas spécifié, à distinguer les conclusions fermes sur lesquelles les scientifiques peuvent se mettre d'accord, à identifier les points encore controversés et à préciser les domaines sur lesquels les travaux disponibles sont insuffisants pour en tirer quelques conclusions pratiques.

Trois réalités doivent être prises en compte pour réaliser une expertise utile et fiable :

■ Le temps de la décision n'est pas celui de la recherche : il est souvent beaucoup plus court. Les citoyens ont besoin que des mesures soient prises vite – parfois en urgence. L'expertise collégiale est organisée pour faire le point sur les connaissances existantes dans la littérature internationale : elle ne comporte pas de collecte de données ou d'exploitations complexes nouvelles.

■ La question posée concerne rarement une discipline unique : « toutes les facettes » du problème posé doivent être éclairées en tenant compte de la littérature la plus récente. C'est pourquoi un collège très interdisciplinaire d'une douzaine d'experts est mobilisé. Les conclusions d'ensemble sont

débattues et assumées collectivement, en toute responsabilité. L'IRD fait assurer une relecture du rapport par des personnalités qualifiées extérieures au groupe d'auteurs pour vérifier la complétude de l'exposé, sa clarté et sa conformité à la littérature internationale. Le groupe d'experts reste maître de ses conclusions.

■ Enfin, le langage des différentes disciplines scientifiques peut apparaître comme hermétique aux décideurs comme aux citoyens. Pourtant, le débat public nécessite un accès direct aux raisonnements et aux conclusions des scientifiques-experts. Ceux-ci doivent donc se plier à un double exercice : présenter leurs analyses dans leur langage habituel pour assurer la « traçabilité » de leurs raisonnements ; élaborer une synthèse simple et assez concise, accessible aux non-spécialistes.

L'agenda des expertises, ainsi que la forme des publications, sont fixés en fonction de ces réalités. En particulier, la première et l'ultime phase de l'expertise ont pris une forme originale pour répondre à ces exigences.

■ Avant même de réunir le groupe d'experts, les questions à poser à ces derniers sont mises au point d'un commun accord entre institutions commanditaires (qui souhaitent en général s'entourer d'acteurs-partenaires directement intéressés) et scientifiques au cours d'un « atelier initial ». Il faut, en effet, s'entendre précisément sur les attentes réciproques. D'une part, certaines questions, cruciales pour la décision, ne relèvent pas d'une approche scientifique ; il convient donc de les écarter. D'autre part, pour cibler leurs conclusions, les scientifiques doivent être guidés par une bonne connaissance du contexte dans lequel des décisions doivent être prises.

■ Après rassemblement des données et des analyses apportées par chaque scientifique-expert dans son champ de compétence, la confrontation des connaissances et des avis doit être organisée et les conclusions, élaborées collégialement, doivent être rédigées et publiées sous forme de synthèse accessible à un public relativement large. De telles synthèses, qui représentent un travail considérable rarement réalisé sous cette forme, ont fréquemment une portée (scientifique comme pratique) qui va bien au-delà de la région ou du pays concerné. C'est pourquoi la publication de la synthèse est systématiquement bilingue (français et anglais).

La présente expertise « Espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien » a été réalisée dans cette perspective. Cet ouvrage est la réponse

scientifique à la question que les trois provinces néo-calédoniennes se posent à l'égard de la protection de la biodiversité unique et exceptionnelle de l'archipel. Le cahier des charges, mis au point au cours d'un atelier initial, a comporté seize questions (voir l'annexe 1). Un collège de dix scientifiques a été réuni sous la présidence de monsieur Alain Coléno (voir la composition du groupe en annexe 2).

Conformément aux choix établis pour cette collection, le lecteur trouvera dans l'ouvrage lui-même la synthèse et les conclusions du groupe d'experts, en français et en anglais, ainsi que le CD-Rom, inclus dans la couverture, contenant les chapitres analytiques sur lesquels s'appuie cette synthèse.

Le DEV souhaite exprimer tous ses remerciements aux différents acteurs de cette expertise et, tout d'abord, au comité de suivi (voir l'annexe 3) qui a toujours veillé avec beaucoup d'attention à bien formuler son questionnement, celui-ci ayant servi de base au développement de la réflexion scientifique. Il souhaite ensuite exprimer sa totale reconnaissance à l'ensemble des experts, maîtres d'œuvre de cette expertise, qui ont eu la responsabilité et le mérite de mener une réflexion collective (ce qui n'est pas toujours aisé) et dont cet ouvrage présente l'aboutissement.

Et comment ne pas exprimer également notre profonde gratitude envers Alain Coléno qui a dirigé ce collège d'experts avec un engagement total, sa grande ouverture d'esprit ayant permis de réaliser l'indispensable intégration des connaissances, ainsi qu'à Fabrice Colin, directeur du centre IRD à Nouméa, qui a bien voulu jouer le rôle d'interface entre Nouméa et Paris et qui a toujours mis sa disponibilité au service de l'expertise. Que soient remerciées très vivement toutes les personnes qui ont bien voulu contribuer à l'expertise ainsi qu'à la réalisation de cette publication, et tout particulièrement Anne Glanard et Michèle Bouchez.

Enfin, tous nos remerciements les plus sincères pour leur lecture approfondie et compétente à messieurs Bernard Chevassus-au-Louis (Museum national d'histoire naturelle) et David Simberloff (Université du Tennessee).

Marie-Laure Beauvais
Chargée de mission Expertise collégiale
Département Expertise et Valorisation

Introduction

Chaque année, 25 000 à 50 000 espèces disparaîtraient de la planète du fait des modifications provoquées par l'homme. Or, les invasions biologiques sont considérées par de nombreux organismes internationaux, dont la *World Conservation Union* (Union internationale pour la conservation de la nature, ou UICN), comme la seconde cause d'appauvrissement de la biodiversité au niveau international, juste après la destruction des habitats. Dans les petites entités insulaires, où la biodiversité est à la fois particulièrement originale et vulnérable, elles représenteraient même la première cause de ces extinctions d'espèces. Doté d'une flore et d'une faune uniques au monde, l'archipel néo-calédonien ne fait pas exception. Il se place parmi les dix points chauds (ou *hot spots*) de la diversité tropicale, certaines espèces ne se trouvant nulle part ailleurs. Le taux d'endémisme y est en outre très élevé : entre 75 % et 100 % selon les ordres ou les familles animales et végétales.

Dans un contexte économique fondé sur la multiplication des échanges et sur la liberté des transactions, l'archipel n'échappe pas au risque d'introduction, volontaire ou involontaire, d'espèces animales et/ou végétales pourvues d'un fort potentiel d'envahissement. Le risque est d'autant plus grand que la Nouvelle-Calédonie a vu sa dépendance des importations s'accroître au cours des dernières années, notamment dans le secteur vivrier. Prendre la mesure de ces dangers est un défi de très grande importance que l'on doit apprécier en termes de défense du patrimoine et de l'environnement. La tâche est particulièrement complexe car il n'existe pas de profil biologique spécifique qui permettrait d'identifier *a priori* une espèce comme envahissante. Elle est encore plus difficile sur l'archipel, du fait du grand nombre d'îles qui le composent : les contrôles préventifs ne peuvent se limiter aux points d'entrée internationaux (aéroport de la Tontouta, port de Nouméa), compte tenu du volume des échanges entre les (inter-)îles habitées.

Des pratiques ancestrales

Au plan mondial, la prise de conscience des problèmes posés par les espèces envahissantes fut d'autant plus tardive que, depuis le début de la dernière

ère interglaciaire (celle dans laquelle nous vivons), l'homme n'a cessé de véhiculer des espèces végétales et animales hors de leur habitat d'origine. Les introductions d'espèces ont longtemps été considérées comme un moyen efficace d'améliorer le sort des communautés humaines et en particulier de renforcer les ressources alimentaires d'une population mondiale en pleine expansion. La démarche d'introduction volontaire dans un but utilitaire peut donc être qualifiée de traditionnelle. À telle enseigne que bien peu d'agriculteurs européens, par exemple, seraient en mesure de situer l'origine des espèces végétales qu'ils cultivent au quotidien : des pommes de terre péruviennes au blé noir de Mandchourie, du maïs et des haricots de Mésoamérique aux pommiers du Caucase ou au lin du Proche-Orient, etc. De même, rares sont les éleveurs à savoir que les ancêtres de leurs dindes viennent de Mésoamérique ou du sud de l'Amérique du Nord, que leurs poules sont originaires d'Indonésie et leurs pintades d'Afrique tropicale.

Les introductions, destinées à renforcer le potentiel productif des nations, ont d'ailleurs toujours eu d'ardents défenseurs. Ceux-ci trouveront avec la multiplication des voyages d'exploration, à partir du XVIe siècle, des motifs supplémentaires de satisfaction : la découverte de nouveaux continents, dont les Amériques, révèle la prodigieuse diversité des flores exotiques, en particulier celle des flores tropicales. Les « jardins d'acclimatation » vont voir le jour. Parmi eux, l'un des tout premiers, les Jardins du Roy créés en 1635, n'aura d'autre but que de faciliter les introductions d'espèces exotiques. La réussite de ces introductions par des savants tels que Bernard de Jussieu (1699-1777) a suscité l'admiration. Cette tradition sera maintenue lors de la transformation des Jardins du Roy en Museum national d'histoire naturelle en 1793. Geoffroy Saint-Hilaire (1778-1844), zoologiste, créera à cette époque la ménagerie du Jardin des Plantes, mais aussi la Société Impériale d'Acclimatation. Jusqu'à nos jours, l'engouement du public pour des plantes ou des animaux à leurs yeux exotiques ne s'est jamais démenti.

L'inquiétude sur les risques encourus ne date toutefois pas d'aujourd'hui. La littérature abonde en descriptions d'exemples d'introductions fortuites ou volontaires ayant entraîné des épidémies ou des épizooties : les pestes bubonique et respiratoire du Moyen-Âge, les épidémies de grippe, de variole, de choléra, de rage, les épidémies de mildiou chez les végétaux, la propagation des virus du *West Nile*, du Sras, etc. Face à ces risques, les États ont généralement mis en place des systèmes de contrôle et de lutte (biosurveillance, vaccination, mesures d'éradication…). Ces systèmes sont essentiellement

dirigés contre les agents infectieux et les espèces réservoirs et/ou vectrices qui en sont responsables. Le risque correspondant est universellement reconnu par tous et ces mesures, quelles qu'en soient les contraintes, sont unanimement acceptées.

Des espèces parfois utiles, parfois superflues

Il n'en va pas de même pour les espèces considérées comme « utiles » (espèces horticoles, gibier, plantes d'intérêt agricole, animaux de compagnie…), introduites volontairement pour des motifs parfois très discutables et qui échappent par négligence ou inconscience au contrôle humain, alors qu'elles ont un potentiel d'envahissement insoupçonné ou délibérément ignoré. D'autant qu'il y a encore une vingtaine d'années, une forte proportion de scientifiques manifestait une relative indifférence à ce problème, excepté dans le secteur agronomique, même si la première évocation de la notion d'espèce envahissante remonte en fait à 1855, sous la plume d'Alphonse de Candolles. Mais à l'époque, le botaniste suisse traitait surtout cette question sous l'angle d'une extension d'aire de répartition susceptible d'aboutir au cosmopolitisme d'une espèce.

Bien entendu, toute espèce importée dans un pays, volontairement ou non, ne s'installe pas nécessairement, même de manière fugace, à l'état sauvage. Quant aux espèces introduites, elles peuvent rester cantonnées là où elles ont été implantées. Elles ne sont considérées comme espèces naturalisées que lorsqu'elles s'étendent naturellement hors de ces points d'implantation. Parmi les espèces naturalisées, sont qualifiées d'invasives, ou d'envahissantes, celles qui par leur prolifération dans des milieux naturels ou modifiés produisent des changements significatifs de composition, de structure et/ou de fonctionnement des écosystèmes. Il est clair, cependant, que la grande majorité des introductions ne survit pas. La littérature est peu documentée à ce sujet. Certaines de ces espèces peuvent d'ailleurs rester ignorées pendant très longtemps, disparaître ou se développer en espèces envahissantes dès lors que le changement d'un caractère du milieu les rend plus compétitives.

Sur la base de nombreux exemples, le biologiste britannique Mark Williamson a établi en 1996 une règle dite des 3 x 10. Il semblerait qu'en moyenne, sur 1 000 espèces végétales ayant fait l'objet d'une introduction, 100 seraient implantées, 10 sont réellement naturalisées et une seule deviendra invasive. Cette réduction drastique du nombre d'espèces réellement inva-

sives par rapport au nombre d'espèces introduites volontairement ne doit pas pour autant inciter à négliger la gravité du phénomène, loin de là, comme en témoigne l'exemple que Williamson donne pour la Grande-Bretagne. En effet, sur 12 000 espèces importées au Royaume-Uni, 1 600 sont introduites, 200 seront naturalisées et, parmi elles, 39 seront invasives.

Or, les coûts environnemental et économique de ces invasions peuvent être très élevés (voir les p. 59 et 70). Les espèces étrangères invasives se sont étendues et ont affecté virtuellement chaque type d'écosystème du globe. Elles ont contribué à des centaines d'extinctions d'autres espèces, spécialement en condition d'insularité. Le risque d'homogénéisation des paysages et des écosystèmes s'accroît avec l'évolution des comportements humains. Par exemple, on peut citer l'abolition de la saisonnalité des ventes de fruits et légumes, avec la consommation de fraises, de cerises, de melons ou de haricots verts en hiver. Cela se traduit par l'introduction de ces espèces domestiquées dans des pays situés à des latitudes différentes et, en retour, par des transferts intercontinentaux entre nouveaux lieux de production et de consommation de ces produits, ce qui peut favoriser l'introduction de parasites et « ravageurs » de culture. Les risques sont encore plus grands lorsqu'il s'agit d'échanges de plantes sauvages ou ornementales domestiquées, sous forme de graines, de propagules ou de plantes entières entre continents.

Au plan économique, si l'on tient compte de l'ensemble des secteurs d'activités touchés par ces invasions biologiques (agriculture, pêche et conchyliculture, tourisme, santé humaine…), les dépenses induites sont énormes. La simple invasion des ruchers par l'acarien *Varroa* a un coût estimé pour la Nouvelle-Zélande de 267 à 602 millions de dollars US. Et selon les travaux récents du chercheur américain David Pimentel et de ses collaborateurs (publiés en 2000), qui ont tenté d'agréger les coûts économiques de tous les dégâts occasionnés par les espèces étrangères aux États-Unis, les dépenses annuelles pour ce pays se monteraient à 137 milliards de dollars.

Les particularités de la Nouvelle-Calédonie

Du fait même de leur isolement géographique, les petites îles abritent des espèces végétales et animales endémiques parfois uniques au monde. Selon le Fonds pour l'environnement mondial (FEM), on estime qu'environ 75 % des espèces d'oiseaux et d'animaux qui vivaient dans ces îles ont disparu

aujourd'hui, et que l'ensemble des petites îles de la planète abriterait un sixième des espèces végétales menacées. De leur très grand endémisme, les entités insulaires tirent donc leur richesse potentielle mais aussi leur vulnérabilité : vulnérabilité aux effets du réchauffement climatique (augmentation du niveau des mers), aux catastrophes naturelles (feux de brousse, cyclones…), à l'impact des activités minières éventuelles, et, bien sûr, aux espèces introduites et risquant d'être envahissantes.

L'archipel néo-calédonien est l'un des plus tempérés de la zone Pacifique Sud : il bénéficie d'un climat sub-tropical soumis à une influence océanique ainsi qu'au régime des vents alizés. Le caractère tempéré du climat de la Nouvelle-Calédonie et la diversité des régimes hydriques en font un milieu particulièrement adapté à l'installation d'un grand nombre d'espèces potentiellement envahissantes, qu'elles viennent de zones tropicales ou de régions à climat méditerranéen ou océanique. Seuls les organismes ayant besoin de faibles températures lors de leur cycle de développement y sont défavorisés. La pluviométrie, variable selon les zones de l'archipel, a pour effet de freiner le développement de certains organismes, pour lesquels ce facteur est limitant, dans une partie du territoire seulement.

S'ajoute à cela l'occurrence fréquente de cyclones tropicaux. En 25 ans, on a compté six passages de cyclones dans le Sud du territoire et onze dans le Nord. Ces événements climatiques ne peuvent constituer un facteur majeur d'arrivée d'organismes nouveaux, compte tenu des distances entre les îles voisines, d'une surface d'émission suffisante et du sens de déplacement des cyclones (d'est en ouest). Mais ils peuvent accélérer la dissémination au sein même du territoire ou vers les îles proches, et du coup fragiliser les mesures de quarantaine prises dans certaines zones.

Enfin, les échanges économiques actuels de la Nouvelle-Calédonie favorisent l'introduction d'espèces étrangères. L'archipel a notamment vu ses importations de produits alimentaires augmenter de manière significative au cours des dernières années (fruits, légumes, céréales, produits d'élevage de bovins…). L'horticulture ornementale est elle aussi en pleine expansion, en raison d'une demande très forte. Ce qui se traduit par l'importation d'espèces étrangères dont un grand nombre figurent sur les listes de quarantaine, car ces espèces sont considérées comme des supports potentiels d'organismes nuisibles (voir p. 33). En outre, de nouveaux points d'entrée sur le territoire s'ouvrent avec le développement de l'activité minière, qui s'accompagne

d'une augmentation de l'activité de fret, de la pollution, du volume de déchets et du flux de main d'œuvre étrangère.

Notons à ce stade que même une espèce ayant acquis le statut d'espèce indigène dans l'esprit du public peut causer des dommages considérables aux écosystèmes et à la biodiversité. C'est le cas du cerf rusa, qui fait aujourd'hui partie intégrante de la culture néo-calédonienne, alors que son introduction remonte à moins d'un siècle et demi. Douze individus ont été introduits en 1870. Ils étaient 100 000 à 120 000 en 1990, chiffres toujours en évolution. Or, le cerf rusa a contribué de manière significative au recul des formations primaires de la Grande Terre, et tout particulièrement de la forêt sèche, celle-ci ne couvrant plus aujourd'hui que 1 % de la surface qu'elle occupait avant l'arrivée de l'homme (voir les contributions de J.Cl. Lefeuvre et de M. Pascal *et al.*). Son abroutissement excessif entraîne par endroit une modification des faciès de végétation, et entre autres la disparition du sous-bois de la forêt sclérophylle. Il menace également sept espèces végétales endémiques de la forêt sèche (sept espèces classées comme menacées par l'UICN).

Quant aux introductions involontaires, la fourmi électrique en représente un exemple emblématique (voir p. 59 sqq). *Wasmannia auropunctata* est considérée comme autochtone dans une zone qui s'étend des Caraïbes à l'Uruguay et au nord de l'Argentine, englobant presque toute l'Amérique du Sud tropicale et l'Amérique Centrale. Au cours des dernières décennies, cette espèce a été dispersée dans la ceinture tropicale du globe à la faveur du commerce. Introduite accidentellement en Nouvelle-Calédonie au cours des années 1960, sa dispersion initiale a accompagné celle du pin des Caraïbes. Nuisible par sa piqûre, elle colonise les milieux agricoles et urbains ainsi que les milieux naturels. Entre autres inconvénients, elle constitue une source de nuisance majeure pour les vertébrés et les humains, pour les plantes (association avec des phytophages, relations mutualistes avec plusieurs homoptères) et pour la biodiversité (réduction du nombre d'espèces d'arthropodes dans les zones infestées, altération des équilibres écologiques…).

Des conventions internationales

Au plan mondial, il existe d'ores et déjà un certain nombre de mesures de protection des territoires, et notamment des systèmes de quarantaine, qui ont évolué au gré de la prise de conscience des problèmes. Ces systèmes sont apparus dans le contexte de l'épidémie de peste qui a frappé l'Europe de la fin du

Moyen-Âge. Les premiers exemples, mis en œuvre dans des ports de l'Adriatique à la fin du XIVe siècle, correspondent à des mesures d'isolement des navires maintenus à distance des ports durant une quarantaine de jours (*quarantina* en italien). Ce temps était jugé suffisant pour laisser s'exprimer les symptômes latents de la maladie redoutée. Ce délai a été réduit avec l'amélioration des connaissances sur ces fléaux sanitaires. Si dès le XIVe siècle, l'établissement d'un lien objectif entre le développement des épidémies et la circulation (circulation des personnes en la circonstance) a été pris en compte, la mise en œuvre de la quarantaine est restée empirique jusqu'à la fin du XIXe siècle.

La fin du XIXe siècle a été marquée par la vision pasteurienne des épidémies, appliquée également aux animaux et aux plantes. Les échanges de plus en plus fréquents et rapides de populations et de marchandises entre les continents ont en effet permis de constater que ce qui était observé pour les hommes valait pour les animaux et les plantes. Les crises phytosanitaires à répétition (notamment celles de la vigne en Europe, avec l'installation du phylloxéra) ont rendu évidente la nécessité d'une évolution des dispositifs. Dès la fin de XIXe siècle, des lois instituant les procédures de quarantaine étaient adoptées pour les animaux (loi sur les maladies contagieuses de 1869 au Royaume-Uni, par exemple), suivies en 1884 par une loi comparable aux États-Unis d'Amérique. Pour les plantes, des textes restrictifs sur les échanges ont été adoptés à la fin du XIXe siècle : la Convention de Berne préparée en 1881 (pour le phylloxéra de la vigne) et adoptée en 1889, la loi sur les insectes nuisibles adoptée en 1877 par le Royaume-Uni et l'Irlande (en prévention de l'introduction du doryphore), complétée en 1907 par la prise en compte des maladies.

Il a cependant fallu attendre la veille de la première guerre mondiale, pour qu'un dispositif de quarantaine complet à l'importation soit mis en place par différents pays du continent européen. Près d'un siècle s'est en fait écoulé avant qu'une nouvelle dimension du risque soit prise en compte, c'est-à-dire celle liée à la notion d'espèces envahissantes (EE) pour les milieux (voir l'encadré). Il reste toutefois des questions en suspens, auxquelles aucun texte, ni dispositif actuel, n'apporte de solution. En particulier, si les espèces envahissantes potentiellement nuisibles aux plantes (cultivées ou non) sont progressivement prises en compte dans le cadre de la Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV), celles qui n'interfèrent pas avec les végétaux, ou qui le feraient de manière très indirecte, ne disposent pas de dispositif de surveillance et de réglementation organisé. D'où la difficulté de prévenir et de gérer correctement le risque (voir p. 84 sqq). De même, les

espèces animales envahissantes réputées non nuisibles aux végétaux, directement ou indirectement, et non vecteurs de maladies prises en compte par les services vétérinaires, restent actuellement sans surveillance organisée.

Quelques grandes étapes des mesures de protection

1911 : mise en place en France, comme dans d'autres pays européens, d'un système de quarantaine complet à l'importation.

1912 : adoption de dispositions comparables par les États-Unis d'Amérique.

1929 : la Conférence de Rome pose les bases des textes sur lesquels s'appuiera la Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV).

1951 : adoption sous l'égide de la FAO de la CIPV.

1973 puis 1997 : révision de la CIPV pour la mettre en conformité avec les Accords du GATT. La seconde révision établit également que la CIPV s'applique à la protection des plantes, cultivées ou non, et inclut la protection contre les dégâts directs et indirects causés par les organismes nuisibles (par exemple, les mauvaises herbes). Le cadre de cette Convention s'étend donc à la protection de l'environnement lorsqu'il s'agit des menaces des organismes nuisibles sur la vie et la santé des végétaux et des écosystèmes. Cette nouvelle forme de quarantaine pourrait être qualifiée de quarantaine écologique ou environnementale (à l'instar des quarantaines sanitaire et phytosanitaire dont il était seulement question auparavant).

1992 : adoption de la Convention sur la diversité biologique (CDB), qui sera ratifiée par de nombreux pays mais pas les États-Unis. Elle intègre les aspects touchant aux espèces envahissantes, notamment celles qui menacent les écosystèmes, les habitats et d'autres espèces.

Depuis 1999 : la Commission intérimaire chargée de l'application des mesures phytosanitaires (ICPM) a œuvré pour clarifier son rôle par rapport aux espèces envahissantes qui sont également des parasites pour les végétaux.

2000 : le protocole de Carthagène réactive le recours au principe de précaution, mais seulement lorsque ce dernier s'applique aux effets défavorables potentiels d'un organisme vivant génétiquement modifié.

2001 : la Commission intérimaire chargée de l'application des mesures phytosanitaires (ICPM 3) a statué que les espèces envahissantes, également parasites des plantes qui n'étaient pas présentes ou distribuées de façon limité et sous contrôle officiel, pouvaient être considérées comme des parasites de quarantaines et faire l'objet des mesures dans le cadre de la CIPV.

En Nouvelle-Calédonie

L'analyse de la situation néo-calédonienne et de son système de biosécurité doit être replacée dans ce contexte international (voir p. 93 sqq). Au sein de l'archipel, la loi organique du 19 mars 1999 a institué des structures dont elle régit également les compétences respectives. En ce qui concerne les ressources naturelles et l'environnement, l'État conserve, hors des eaux territoriales, l'exercice des compétences résultant des conventions internationales. La Nouvelle-Calédonie est compétente en matière de réglementation et d'exercice du droit d'exploitation, de gestion et de conservation des ressources naturelles biologiques et non biologiques de la zone économique exclusive. Elle est également compétente en matière de réglementation zoosanitaire et phytosanitaire, ainsi que pour les abattoirs. Les provinces ont en charge tous les domaines qui ne sont pas réservés à l'État, à la Nouvelle-Calédonie et aux communes. La protection de leur environnement est de leur responsabilité. Elles réglementent et exercent les droits d'exploration, d'exploitation, de gestion et de conservation des ressources naturelles biologiques et non biologiques des eaux intérieures, dont celles des rades et lagons, du sol et du sous-sol, et des eaux surjacentes de la mer territoriale.

Le Comité consultatif de l'environnement, créé au titre de la loi de 1999, comprend des représentants de l'État, du gouvernement, des provinces et des communes. Une délibération du congrès en précise la composition, le fonctionnement et les attributions. En ce qui concerne les dessertes aériennes et portuaires, elles sont sous la responsabilité territoriale. Les réglementations sanitaire, zoosanitaire et phytosanitaire existent bien, mais elles ne couvrent pas explicitement les espèces animales ou végétales susceptibles d'interférer avec des aspects strictement environnementaux. Quoi qu'il en soit, il manque une harmonisation de toutes les initiatives et la mise en œuvre d'un ensemble cohérent de mesures de protection contre les espèces envahissantes. En outre, l'implication de la population néo-calédonienne est une condition nécessaire à la réussite de la lutte contre ces espèces (voir p. 84). C'est sur la base de ce constat et des dégâts d'ores et déjà observés que les responsables de ces provinces (Nord, Sud, îles Loyauté) ont décidé de commanditer une expertise collégiale à l'Institut de recherche pour le développement (IRD).

Le chemin de l'expertise collégiale

La Nouvelle-Calédonie et les trois provinces ont, depuis quelques années, mené plusieurs initiatives sur le thème des espèces envahissantes dans le but de pouvoir, à terme, mettre en place une structure chargée de définir une stratégie collective sur la préservation et la conservation de la biodiversité. Parallèlement à ces actions, les collectivités de Nouvelle-Calédonie ont souhaité disposer d'un état des connaissances sur cette problématique. Elles ont sollicité l'IRD pour la mise en œuvre d'une expertise collégiale.

En juillet 2004, le Département Expertise et Valorisation (DEV) est chargé d'instruire et de construire la réponse de l'IRD en se déplaçant à Nouméa. Il s'agissait de prendre en compte, aussi largement que possible, les expériences et les interrogations à la fois des décideurs mais aussi des acteurs de terrain, ce qui a permis de fixer un premier cadre de travail.

L'expertise proprement dite a démarré en décembre 2004 avec l'organisation de « l'atelier initial ». L'objectif de cet atelier était de rassembler des experts scientifiques sur les espèces envahissantes et les responsables de l'environnement de l'archipel néo-calédonien, les demandeurs de l'expertise, afin de formaliser les questions fondatrices de l'expertise et de proposer un cadre précis constitutif du cahier des charges. Cette phase, qui est absolument fondamentale, ne devait rien laisser dans l'ombre des motivations et des attentes des commanditaires.

Ceci permet de comprendre le souci constant à ce niveau de rencontrer tous les acteurs impliqués directement ou indirectement dans le domaine de l'expertise. La rédaction du cahier des charges qui s'ensuit devait refléter exactement les attentes des demandeurs. Il est clair, cependant, que les contributions des experts, exclusivement basées sur les données de la littérature publiée et sur celles provenant de la littérature grise (dans la mesure où ces dernières étaient disponibles et fiables), peuvent ne répondre que partiellement ou de manière insuffisante aux attentes des commanditaires. C'est la raison pour laquelle les experts se sont ménagés la possibilité de répondre « à dire d'expert » sur les points insuffisamment documentés. Ils ont également admis la nécessité d'apporter des conclusions au plus près des besoins éventuels des instances opérationnelles, en tenant compte de la spécificité de chacune des entités de l'archipel.

Les deux premiers mois de l'année 2005 ont permis de rassembler un collège d'experts de réputation internationale, apte à couvrir les différents aspects du champ de l'expertise. Le DEV s'est assuré, à ce niveau, de l'intervention finale de David Simberloff (Université du Tennessee), et de Bernard Chevassus-au-Louis (président du Museum national d'histoire naturelle) pour la relecture critique de l'ensemble des contributions des experts ainsi que du texte de synthèse.

La première réunion du collège d'experts s'est tenue en avril 2005 en Nouvelle-Calédonie. L'objet de cette réunion était double (triple). Il s'agissait, d'une part, pour chacun des experts, de s'approprier personnellement et collectivement les domaines couverts par l'expertise ainsi que les attentes des commanditaires. Il s'agissait, d'autre part, de discuter et d'établir définitivement le cadre de chacune des contributions prévues. Il s'agissait, enfin, d'organiser le plan de travail collectif. L'objectif était de définir les contraintes de temps et d'espace nécessaires pour produire, courant décembre 2005, un document cohérent et pertinent répondant à la demande d'une expertise collégiale sur les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien.

À la mi-octobre 2005, a eu lieu la deuxième et dernière réunion de travail entre les experts. Cette réunion faisait le point sur les contributions et réglait les problèmes de cohérence. Un schéma de la synthèse du rapport a été également présenté au Comité de pilotage de l'expertise.

Synthèse
et
Recommandations

Ces espèces qui envahissent la Nouvelle-Calédonie

C'est au début des années 1980 que le premier programme international sur les espèces envahissantes voit le jour. Intitulé « L'écologie des invasions biologiques », ce programme était lancé en 1982 à l'initiative du *Scientific Committee on Problems of the Environment* (SCOPE), qui dépend du Conseil international pour la science (ICSU). L'un des premiers ouvrages publiés dans le cadre de ce programme (en 1986) concerne l'Australie, qui a vu le nombre d'espèces introduites et naturalisées dans au moins quatre États augmenter linéairement depuis l'arrivée des Européens (1788). Il sera suivi de plusieurs ouvrages relatifs à d'autres régions du monde : l'Amérique du Nord et Hawaii, l'Afrique du Sud, l'Europe et le Bassin méditerranéen, les Tropiques. La synthèse de l'ensemble du programme paraîtra en 1989 sous le titre *Biological invasion, a global perspective* (J.A. Drake *et al.*, John Wiley & Sons Ltd).

En ce qui concerne la Nouvelle-Calédonie, on peut supposer que des espèces y ont été introduites depuis environ 4 000 ans. De fait, la venue de l'homme y fut assez tardive, comme en témoigne l'un des plus anciens sites archéologiques ayant été découverts à ce jour (sur l'île des Pins), datant de 2000 ans avant J.-C. Depuis cette époque, la présence humaine semble avoir été permanente, la découverte de la Grande Terre par le Britannique James Cook remontant à l'année 1774 de notre ère. L'histoire géologique mouvementée des quelques centaines d'îles qui constituent la Nouvelle-Calédonie, leur isolement géographique ancien, leurs singularités topographiques, hydrologiques et climatiques, permettent de supposer, et cela a été largement vérifié, qu'elles se distinguent les unes des autres par la richesse et la composition de leurs flores et de leurs faunes autochtones. Ce chapitre propose une première évaluation du nombre et de la nature des espèces envahissantes, animales et végétales.

Questions de définition

Dans les développements qui suivent, nous qualifions d'envahissante « toute espèce (allochtone, exotique, importée) dont l'introduction volontaire ou fortuite, mais surtout la prolifération dans les milieux naturels ou semi-naturels, provoquent ou sont susceptibles de provoquer des nuisances » dans l'archipel néo-calédonien (Anonyme, 2004). On utilisera parfois le terme d'« invasif », par analogie avec la terminologie anglo-saxonne (*invasive*)

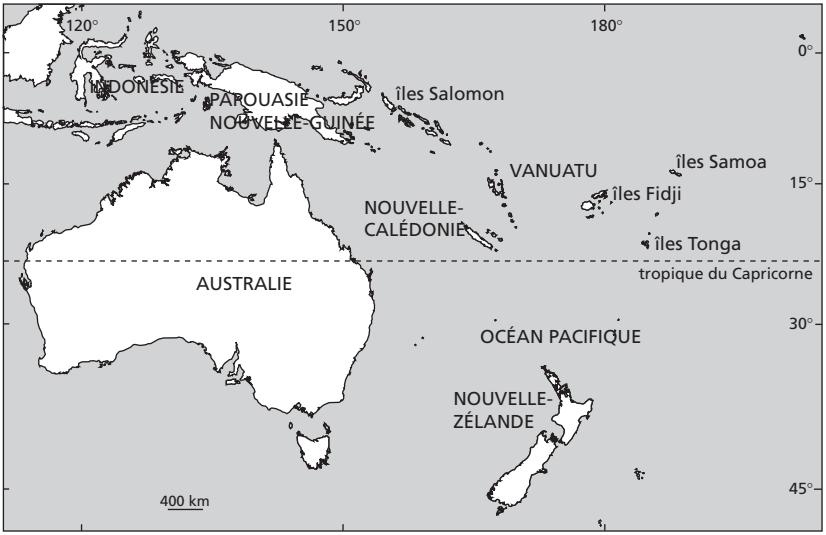
Par espèce allochtone d'une entité biogéographique, on désigne une espèce vivant dans une entité extérieure à l'aire de répartition naturelle de l'espèce. Ce qualificatif s'oppose donc à autochtone. Les définitions d'allochtone et d'autochtone se réfèrent ainsi à la notion d'aire de répartition naturelle d'une espèce, qui n'a aucune raison de correspondre aux limites géographiques des États, et encore moins à des limites administratives. Compte tenu du grand nombre d'îles constituant le territoire néo-calédonien, une espèce donnée peut fort bien être autochtone (souvent endémique) de l'une d'entre elles, voire d'une partie de son territoire, et allochtone des autres. Bien entendu, une espèce peut être allochtone sans pour autant être invasive[1].

Un archipel très exposé

Caractérisée par un climat tropical plutôt « tempéré », la Nouvelle-Calédonie connaît deux saisons principales : une saison chaude (mi-novembre à mi-avril) et une saison fraîche (mi-mai à mi-septembre). Entre les deux, on distingue deux intersaisons : la petite saison sèche (mi-avril à mi-mai) et la saison sèche (mi-septembre à mi-novembre). La température moyenne annuelle

[1] Pour plus de précision sur ces définitions, consulter en particulier les contributions de M. Pascal *et al*. et de J.-Y. Meyer *et al.* Par ailleurs, sur la base de ces définitions, on ne traitera pas ici des espèces ou variétés qui, bien qu'indigènes (autochtones) ou endémiques peuvent devenir envahissantes. En Nouvelle-Calédonie, c'est par exemple le cas de *Casuarina collina* (casuarinacée) et de *Acacia spirobis* subsp. *spirorbis* (légumineuse), qui manifestent un comportement invasif dans les groupements végétaux dégradés par les activités humaines. C'est aussi le cas de *Commersonia bartramia* (malvacée) à Port-Bouquet et dans la vallée de la Tchamba, ou de la liane *Mucuna platyphylla* (légumineuse), qui sont capables de se propager rapidement et/ou de former des couverts monospécifiques au détriment d'autres plantes indigènes. S'il n'est pas nécessaire, ni prioritaire de les éradiquer (tâche d'ailleurs impossible), il faut éviter de les propager, et si possible informer les pays et archipels voisins sur les risques d'invasion par ces espèces néo-calédoniennes.

varie entre 21,9 °C et 24,1 °C, avec un maximum aux mois de janvier et février. Ce climat relativement clément offre des conditions favorables à l'installation d'un grand nombre d'espèces envahissantes. Les disparités sont toutefois significatives entre les différentes zones de l'archipel, du fait de sa configuration géographique (voir la Carte 1) : la sécheresse de la côte ouest et du nord contraste avec le climat beaucoup plus arrosé des régions de la côte est et du sud. Les différences de pluviométrie d'une zone à l'autre limitent naturellement l'extension sur tout le territoire des espèces envahissantes, étant donné la spécificité des besoins en eau de chaque espèce.



Carte 1
Carte de situation

Située entre 18° et 23° de latitude S et entre 164° et 167° de longitude E, la Nouvelle-Calédonie est constituée d'une île principale, la Grande Terre, et de dépendances, le tout représentant une superficie totale émergée de 18 585 km^2. La Grande Terre (16 890 km^2) se prolonge par de petites îles isolées comme l'île des Pins, au sud, ou l'archipel des Belep dans le lagon au nord. Au nord s'étendent les atolls coralliens de Huon et de Surprise (récifs d'Entrecasteaux). L'archipel des Loyauté, au nord-est de la Grande Terre, comprend trois îles principales : Ouvéa, Lifou, Maré. À l'ouest de la Grande Terre, s'étend en particulier le plateau des Chesterfield avec les deux atolls de Chesterfield et de Bellona.

La vulnérabilité de l'archipel est pour une grande part liée à ses échanges commerciaux (voir en particulier la contribution de M. Delos *et al.*) La Nouvelle-Calédonie commerce avec près de 150 pays (Europe occidentale et centrale, Europe de l'Est, États-Unis, Asie, Afrique, Proche-Orient). Les partenaires sont pour moitié des pays tempérés industrialisés (46 % des importations en valeur depuis la France en 2003), l'autre moitié étant constituée de pays tropicaux (35 %) et de pays insulaires au climat similaire à celui de la Nouvelle-Calédonie (15 %). Parmi les biens importés (voir le tableau 1) : les produits alimentaires (+ 24 %, en valeur de 1994, entre 1999 et 2003), les machines (+ 85 %), le matériel de transport (+ 238 %), le bois (stable).

Tableau 1 – Importations de la Nouvelle-Calédonie entre 2001 et 2003 en millions de F CFP (1000 F CFP = 8,38 €)

Catégorie	2001	2002	2003
Produits alimentaires	19 545	19 859	20 480
Produits minéraux	18 053	17 033	16 826
Produits chimiques	9 655	10 674	11 435
Produits caoutchouc plastique	5 109	5 175	5 264
Bois et ouvrages en bois	1 537	1 440	1 671
Papiers et ouvrages en papier	3 728	3 590	3 743
Produits textiles	4 240	4 352	4 462
Métaux et ouvrages en métaux	7 611	8 146	8 750
Machines, appareils, matériel électrique	23 519	23 138	26 760
Matériel de Transport	19 431	19 373	46 909
Autres	11 744	14 398	17 568
Total	**124 171**	**127 178**	**163 869**

Source : Direction régionale des douanes

Du fait de l'évolution de l'économie de la Nouvelle-Calédonie, l'agriculture ne représente plus que 1,9 % du PIB, proportion similaire à d'autres collectivités ultramarines ou à la métropole.

Si le secteur alimentaire dépend encore massivement des importations (environ 70 000 tonnes de produits frais d'origine animale ou végétale chaque année) de productions techniquement ou économiquement non réalisables localement (cultures tempérées, produits surgelés), le contexte agricole a considérablement évolué depuis 15 ans. Durant cette période, le taux de couverture par la production locale a augmenté de 41 % à 53 % en raison d'une progression régulière de la production agricole dont la valeur est passée de 34,5 M€ en 1991 à 88,8 M€ en 2004.

De nouvelles filières ont émergé durant cette période avec, en particulier, l'exportation de squash (petite cucurbitacée) vers le Japon (3 029 tonnes en 2002) et d'autres exportations de fruits et légumes qui ont connu un développement remarquable avec une valeur de la production augmentant de 8,4 à 24,3 M€.

Cependant, les productions locales, et en particulier celles des fruits et légumes, sont périodiquement touchées par les cyclones (Rewa en 1994, Béti en 1996, Frank en 1999, Erica en 2003) qui induisent des importations nécessaires. Or, les fruits et légumes constituent les principaux vecteurs des *Tephritidae* (mouches des fruits) dont l'introduction d'espèces supplémentaires est indésirable en Nouvelle-Calédonie. En ce qui concerne les céréales, la production a été multipliée par 18 en 10 ans (6 095 tonnes de maïs et 19 tonnes de blé pour l'année 2003). Mais de nombreux organismes spécifiques du maïs sont mentionnés sur les listes de quarantaine (une liste non encore exhaustive).

L'horticulture ornementale est par ailleurs un secteur en pleine expansion. De 37, en 1989, le nombre d'exploitations est passé à 168, en 2003, et il continue de progresser. L'essentiel des exploitations (70 %) se concentre dans la province Sud, où la demande est la plus forte. Cette région concentre ainsi 95 % des 100 hectares consacrés à l'horticulture sur le territoire. Les trois quarts de ce matériel végétal de base est importé, d'où un facteur de risque important (voir le tableau 2).

Les espèces florales les plus commercialisées sous forme de fleurs coupées sont les roses (plus d'un million de tiges), les anthuriums (plusieurs centaines de milliers de tiges), les tournesols, les strelizias (plusieurs dizaines de milliers), les gerberas et les orchidées, les deux dernières étant pour la plupart directement importées. Toutes ces espèces (en pots ou fleurs coupées) constituent des supports potentiels d'organismes nuisibles majeurs figurant sur les listes de qua-

Tableau 2 – Origine des produits de l'horticulture ornementale (fleurs coupées et plants d'ornement)

	Arbres mères sur l'exploitation	Matériel végétal acheté localement	Matériel végétal importé	Matériel végétal collecté dans la nature	Autre provenance
Province des îles Loyauté	80 %	7 %	0 %	7 %	6 %
Province Nord	58 %	26,1 %	7,7 %	6 %	2,1 %
Province Sud	15,4 %	6,8 %	75,5 %	2,3 %	0 %
Nouvelle-Calédonie	**16,1 %**	**7,1 %**	**74,4 %**	**2,3 %**	**0,1 %**

rantaine, qu'il s'agisse d'insectes [Aleurodes (*Bemisia* sp.), mineuses (*Lyriomyza* sp.), noctuelles (*Hélicoverpa* sp.)] ou de bactéries (*Xanthomonas*). Signalons, par exemple, qu'à la faveur d'échanges de plants, la bactérie *Xanthomonas campestris* pv *dieffenbachiae* s'est implantée dans de nombreux pays tropicaux où la culture de l'anthurium est possible. La polyphagie de certains de ces organismes les rend aussi dangereux pour les végétaux des milieux naturels que pour les espèces cultivées avec lesquelles elles sont introduites.

L'introduction d'espèces exotiques, végétales et/ou animales, peut également être le fait de touristes. Aujourd'hui, ce risque semble relativement réduit, en raison du faible développement de l'activité touristique (environ 100 000 touristes par an, chiffre stable depuis 10 ans). Le nombre de touristes a malgré tout doublé entre 1986 et 2003, ce qui doit inciter à la vigilance, d'autant que certains points d'entrée des croisiéristes peuvent être insuffisamment surveillés.

En revanche, les flux de main d'œuvre liés à l'exploitation du nickel induisent un risque important. La Nouvelle-Calédonie, qui détient environ 20 % des réserves de la planète, est à ce jour le troisième producteur mondial. Sa production continue de progresser et s'appuie pour une grande part sur de la main d'œuvre étrangère.

En liaison avec l'activité minière, de nouveaux points d'entrée sur le territoire ont d'ailleurs été mis en place, ou le seront à court terme : Koumac (au nord de la Grande Terre), Goro (au sud de la Grande Terre), mais également à Koné (à l'ouest de la Grande Terre). Traditionnellement, les points d'entrée à surveiller étaient essentiellement le port de Nouméa, où se fait 99,9 % du trafic de marchandises, et l'aéroport international de Tontouta, qui voit transiter 200 000 voyageurs par an, pour moitié touristes, pour moitié résidents (l'introduction d'espèces exotiques étant plus à craindre de la part des résidents que des touristes). Le trafic postal constitue une autre voie d'entrée d'espèces envahissantes. Le risque est de plus en plus important à la faveur du succès des achats en ligne *via* l'internet, les produits étant ensuite acheminés par courrier. C'est en particulier le cas de graines et de semences destinées à l'horticulture commerciale ou résidentielle.

Le contrôle des points d'entrée internationaux représente bien sûr l'un des points clés d'un système de prévention contre les espèces envahissantes et d'un dispositif de biosécurité. Cela ne doit pas faire oublier que le trafic intérieur, notamment inter-îles, représente un facteur de contamination important d'une île à l'autre.

Vertébrés envahissants

Par souci de rigueur, le phénomène des invasions biologiques doit être appréhendé sur une période suffisamment longue, à l'inverse de trop nombreux travaux qui portent sur une période récente. Ces derniers présupposent à tort que les sociétés humaines n'auraient que très récemment influé sur leur environnement, ce qui conduit à des biais d'interprétation : ils tiennent alors pour naturelles des situations qui sont en fait le résultat de longues pratiques anthropiques néolithiques. En conséquence, le domaine temporel pris en compte dans cette étude s'étend de 2000 ans avant J.-C. (date des plus anciens témoignages archéologiques de présence humaine) à aujourd'hui (en 2005). De même que sera retenue, dès lors qu'elle est connue, la date d'introduction de l'espèce, sans préjuger de sa date d'installation dans les milieux naturels.

Par ailleurs, parmi les espèces autochtones ou allochtones réputées appartenir à la faune de Nouvelle-Calédonie, une partie seulement se repro-

duit sur son territoire, et certaines ne le fréquentent qu'à d'autres périodes de leur cycle biologique. De nombreuses espèces d'oiseaux entrent dans cette dernière catégorie, mais aussi des poissons ou des mammifères (comme les cétacés, qui se reproduisent en mer). C'est pourquoi dans la suite, il sera inclus dans la définition d'allochtone et d'autochtone le fait de s'y reproduire et de constituer une ou des population(s) pérenne(s). Sans ce préalable, il faudrait répertorier toutes les espèces allochtones représentées fugacement sur ce territoire, ce qui est exclu en l'état actuel des connaissances. En outre, un tel exercice présenterait peu d'intérêt dans le cadre de la présente étude.

Cela étant admis, on dénombre à l'échelle de l'archipel néo-calédonien quelque 295 espèces de vertébrés terrestres ou d'eau douce et saumâtre. Sur ces 295 espèces, 9 espèces anguilliformes et 7 espèces mugiloformes sont réputées se reproduire exclusivement en mer, ce qui réduit à 279 le nombre de celles à retenir dans cette étude, conformément aux règles précitées. Au cours des quatre derniers millénaires (époque mélanésienne jusqu'en 1774, époque historique ensuite), 18 espèces ont disparu du territoire, quinze d'entre elles, endémiques de la Nouvelle-Calédonie, sont éteintes à l'échelle du globe (soit 8 % des vertébrés endémiques et autochtones du territoire). Parmi ces disparitions, 14 (soit 76 %) sont intervenues pendant la période mélanésienne : 4 espèces de reptiles, 10 espèces d'oiseaux. Les 4 autres (soit 24 %) sont intervenues pendant la période historique et ne concernent que des oiseaux. Cela revient à évaluer le taux de disparition par siècle à 0,4 pendant la période mélanésienne et à 1,6 pendant la période historique, soit quatre fois plus.

Le nombre d'espèces allochtones représente 15 % du nombre total d'espèces recensées, soit, en faisant abstraction des espèces disparues, 16 % du peuplement actuel de la Nouvelle-Calédonie. Elles représentent aujourd'hui 17 % du peuplement de poissons, 100 % des amphibiens (une seule espèce), 4 % du peuplement de reptiles, 17 % du peuplement d'oiseaux et 57 % du peuplement de mammifères. Sur les 42 espèces allochtones recensées, 4 ont envahi le territoire récemment et de façon apparemment spontanée. Il s'agit de 4 oiseaux : la gallinule sombre (*Gallinula tenebrosa*), le vanneau soldat (*Vanellus miles*), le blongios nain (*Ixobrychus minutus*) et le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*). Sur les 38 autres, 37 ont été introduites à l'époque historique, délibérément ou non, et une seule de façon certaine à l'époque mélanésienne : le rat du Pacifique (*Rattus exulans*). Par ailleurs, il se

pourrait que la présence du boa de Bibron (*Candoia bibroni*), de cinq geckos (*Gehyra vorax*, *Hemidactylus garnotii*, *Hemiphyllodactylus typus*, *Lepidodactylus lugubris*, *Nactus pelagicus*) et d'un scinque (*Emoia cyanura*) provienne, soit d'invasions spontanées, soit d'introductions par l'homme. Au cas où cette hypothèse se confirmerait, cela porterait le nombre d'espèces allochtones de la Nouvelle-Calédonie à 49 (18 % de son peuplement actuel). S'il s'avérait que leur apparition date de l'époque mélanésienne, 8 invasions se seraient produites pendant cette époque et 41 pendant l'époque historique, soit respectivement 16 % et 84 % du total des invasions.

Tableau 3 – Effectif des vertébrés disparus, endémiques, autochtones et allochtones de chaque entité insulaire prise en considération

Entité insulaire	Disparues	Endémiques	Autochtones	Allochtones*	indice d'allochtonie en %**
Chesterfield	0	0	15	1 *(0)*	6,7
Île des Pins	8	27	36	3 *(7)*	4,8
Grande Terre	17	100	82	42	23,1
Entrecasteaux 1	1	0	16	2	12,5
Entrecasteaux 2	0	0	15	0	0
Ouvéa	0	11	38	5 *(4)*	12,2
Lifou	1	16	41	5 *(3)*	10,5
Tiga	1	1	19	3 *(7)*	15,0
Maré	2	16	38	6 *(6)*	13
Walpole	1	0	14	1 *(2)*	7,1
Matthiew	0	0	8	0 *(3)*	0
Hunter	0	0	7	0 *(3)*	0

* Entre parenthèses : le nombre d'espèces potentiellement présentes dont l'absence n'est pas spécifiée dans les textes.

** Pourcentage représentant le nombre d'espèces allochtones présentes par rapport au nombre cumulé d'espèces endémiques et autochtones.

Ce sont bien sûr les îles habitées qui représentent le taux d'allochtonie le plus important (voir l'inventaire détaillé sur la contribution de M. Pascal *et al.*, et le tableau 3). Celui de la Grande Terre, qui héberge la totalité des espèces allochtones de Nouvelle-Calédonie, est près de deux fois plus élevé que celui des diverses îles des Loyauté (la valeur très basse enregistrée pour l'île des Pins semblant sous-estimée). Les entités insulaires très isolées et jamais habitées détiennent le taux le plus bas (Entrecasteaux 2, Walpole et Hunter). La Grande Terre constitue donc une source potentielle majeure d'introduction pour les autres entités insulaires néo-calédoniennes (proximité géographique, relations commerciales privilégiées). À noter que les îles Belep et Beautemps-Beaupré, ainsi que certaines îles satellites des grandes îles ont été éliminées de l'étude, par manque de données. Par ailleurs, les îles du plateau des Chesterfield ont été regroupées en un seul ensemble et celles des récifs d'Entrecasteaux en deux ensembles, compte tenu des informations disponibles.

L'impact de nombreuses espèces allochtones de vertébrés reste inconnu, faute d'étude disponible. Le tableau 4 présente les espèces dont l'impact a déjà fait l'objet d'une documentation en Nouvelle-Calédonie et celles dont on connaît les effets dans d'autres régions (voir les fiches détaillées dans la contribution de M. Pascal *et al.*). Certaines d'entre elles figurent sur la liste de l'UICN des 100 espèces engendrant les dysfonctionnements les plus importants sur les écosystèmes d'accueil.

Outre les facteurs de contamination déjà cités entre la Grande Terre et les autres îles (proximité géographique, trafic de marchandises et de passagers), il en est un troisième directement lié aux motivations des introductions d'espèces (cynégétique, pêche, colombophilie, aquariophilie, nouvelles espèces d'animaux de compagnie…). Si certaines de ces introductions peuvent au prime abord sembler légitimes, il ne faut jamais oublier que toutes ont des conséquences et qu'elles sont à proscrire en l'absence de solides travaux d'écologie destinés à en apprécier les rapports bénéfices/risques. Les mesures prises pour limiter les introductions d'espèces allochtones depuis l'extérieur du territoire doivent donc également être mises en application au sein du territoire.

Le peu de connaissances sur la biologie, l'écologie et l'impact local des 20 espèces du tableau 4 interdit d'en établir une liste hiérarchisée fiable en fonction du risque encouru par les écosystèmes néo-calédoniens ou la santé humaine et animale. En revanche, le fait que 12 d'entre elles soient sur la liste de l'UICN les désigne comme devant faire l'objet très rapidement d'une

Tableau 4 – Impact des espèces allochtones de vertébrés en Nouvelle-Calédonie*

Nom vernaculaire	Noms scientifiques	Ile d'introduction	Présence dans d'autres îles	Impact en Nouvelle-Calédonie (NC)	Impact connu en d'autres régions	Liste UICN
Carpe commune	*Cyprinus carpio*	Grande Terre années 1950				X
Archigan à grande bouche (*Black-bass*)	*Micropterus salmoides*	Grande Terre années 1960		Cause majeure de l'extinction de *Galaxias neocaledonicus*, endémique en NC. Vecteur potentiel de la scepticémie hémorragique virale		X
Tilapia du Mozambique	*Oreochromis mossambicus*	Grande Terre en 1854				X
Rainette verte et dorée	*Litoria aurea*	Grande Terre fin XIXe siècle	Île des Pins, îles Loyauté, Lifou, Maré	Carnivore, cannibalisme occasionnel, porteuse de larves *d'Angiostrogylus cantonensis* pouvant parasiter l'homme		
Trachémyde écrite (tortue de Floride)	*Trachemys scripta*	Grande Terre dernière décennie			Risque de développement de salmonelloses chez les humains	X

* Pour plus d'informations, se reporter à la contribution de M. Pascal *et al.*

Tableau 4 – (suite)

Nom vernaculaire	Noms scientifiques	Ile d'introduction	Présence dans d'autres îles	Impact en Nouvelle-Calédonie (NC)	Impact connu en d'autres régions	Liste UICN
Margouillat	*Hemidactylus frenatus*	Grande Terre 2e Guerre mondiale	Ile des Pins et Lifou (au minimum)	Comportements agonistiques envers d'autres geckos, excluent les formes parthénogénétiques d'*Hémidactylus garnotii* et de *Lepidodactylus lugubris*		
Canard colvert	*Anas platyrhynchos*	Grande Terre début 1970			A entraîné la disparition du canard à sourcil en Nouvelle-Zélande (par introgression génétique)	
Martin triste	*Acridotheres tristis*	Grande Terre 1867			Potentiellement réservoir et vecteur d'agents pathogènes comme la grippe aviaire	X
Bulbul à ventre rouge	*Pycnonotus cafer*	Grande Terre milieu des années 1980			Impact similaire à celui du martin triste, mais de plus grande ampleur	X

Tableau 4 – (suite)

Nom vernaculaire	Noms scientifiques	Ile d'introduction	Présence dans d'autres îles	Impact en Nouvelle-Calédonie (NC)	Impact connu en d'autres régions	Liste UICN
Chien	*Canis lupus*	Grande Terre 1774 (?)	Toutes les îles	Impact important sur l'avifaune (cagou), suspecté dans la disparition du râle de Lafresnaye (oiseau). Prédation de cerfs rusa et de cochons (?)		
Chat	*Felis silvestris*	Grande Terre avant 1860	Îles Loyauté	Risque pour riche faune endémique de reptiles néo-calédoniens	Graves atteintes aux peuplements d'oiseaux et de reptiles. Quelques 3 500 chats (chiffre 1977) aux îles Kerguelen prélèveraient 1,2 à 1,3 millions d'oiseaux par an	X
Porc marron	*Sus scrofa*	Grande Terre 1774	Île des Pins, îles Loyauté	Dégâts sur cultures vivrières et commerciales, impact négatif sur la malacofaune, la microfaune terrestre, sur de nombreux fruits, graines, rhizomes, tubercules de plantes, et peut-être sur certains oiseaux	Impact dévastateur démontré dans de nombreuses îles du Pacifique	X

Tableau 4 – (suite)

Nom vernaculaire	Noms scientifiques	Ile d'introduction	Présence dans d'autres îles	Impact en Nouvelle-Calédonie (NC)	Impact connu en d'autres régions	Liste UICN
Cerf rusa	*Cervus timorensis*	Grande Terre 1870	Îlots satellites de la Grande Terre	Dégâts sur forêts sèches et sans doute forêts humides, menace pour plus d'une dizaine d'espèces végétales considérées comme menacées par l'UICN, favorise sans doute le développement de pestes végétales, dégâts sur cultures et plantations forestières		
Bœuf	*Bos primigenius*	Grande Terre vers 1850	Îles Loyauté	Les pâturages seraient responsables de la disparition de savanes boisées. Dissémination de plantes envahissantes (graminées, cypéracées, herbacées dicotylédones)	Considéré comme menace majeure pour la biodiversité de certaines îles du Pacifique	
Chèvre	*Capra aegagrus*	Grande Terre vers 1850	Ouvéa, îles Loyauté	Menace pour un ligneux endémique (*Ochrosia inventorum*), effets négatifs sur la régénération de plantes endémiques en forêt sèche	Considéré par certains comme l'espèce la plus destructrice pour les milieux insulaires du globe	X

Tableau 4 – (suite)

Nom vernaculaire	Noms scientifiques	Ile d'introduction	Présence dans d'autres îles	Impact en Nouvelle-Calédonie (NC)	Impact connu en d'autres régions	Liste UICN
Souris grise	*Mus musculus*	Grande Terre vers 1850	Entrecasteaux, Ouvéa, Lifou	Réservoir et vecteur de divers agents pathogènes (pour l'homme et l'animal), comme la bactérie reponsable de la leptospirose	Occasionne des pertes importantes dans les plantations de canne à sucre en Martinique et Guadeloupe	X
Rat du Pacifique	*Rattus exulans*	Antérieure à la période historique	Grande Terre, Ouvéa, Lifou	Interrogations sur les interactions entre les trois espèces de *Rattus*, voire avec la souris grise, et sur la faune parasitaire, et la flore bactérienne qu'elles partagent, aux conséquences possibles sur la santé humaine et animale		
Rat surmulot	*Rattus norvegicus*	Grande Terre vers 1850	Lifou	Probablement impact important sur l'herpétofaune endémique, sur l'avifaune qui niche à terre ou sous terre, et sur la végétation	Impact négatif sur les avifaunes, herpétofaunes, carcinofaunes, entomofaunes et malacofaunes autochtones des milieux insulaires tropicaux. Réservoir vecteur de nombreux pathogènes	

Tableau 4 – (suite)

Nom vernaculaire	Noms scientifiques	Ile d'introduction	Présence dans d'autres îles	Impact en Nouvelle-Calédonie (NC)	Impact connu en d'autres régions	Liste UICN
Rat noir	*Rattus rattus*	Grande Terre vers 1850	Entrecasteaux, Lifou	Impact sur l'avifaune, l'herpétofaune, sur la malacofaune (île des Pins), ravageur des cultures et des stocks alimentaires	Ravageur de cultures, effet dépresseur sur l'avifaune marine, propagateur d'espèces allochtones, réservoir et vecteur de nombreux pathogènes (peste, bilharziose, salmonelloses, leptospirose)	X
Lapin de garenne	*Oryctolagus cuniculus*	Îlot Leprédour vers 1870	Grande Terre	Menace pour la très riche flore endémique	Impact sur la composition floristique et le couvert végétal. Accélère les processus d'érosion. Réservoir et vecteur de virus (myxomatose, *Viral Haemorrhagic Disease*…)	X

attention particulière. D'autres, comme le cerf rusa, imposent d'adopter des solutions pragmatiques (voir la contribution de J.-Cl. Lefeuvre). Le cerf rusa est à la fois crédité du statut d'animal domestique et d'animal de chasse : la production de viande de cerf a été multipliée par plus de 7 entre 1991 et 2002. Son éradication rencontrerait une très forte opposition des populations. Il faut donc imaginer une gestion de ce problème à l'échelle locale (création de zones protégées, plans de chasse raisonnée…).

Plantes envahissantes

Il sera ici question des plantes actuellement envahissantes mais aussi des plantes potentiellement envahissantes. Ces dernières sont soit présentes en Nouvelle-Calédonie, mais à l'état d'« espèces dormantes », soit encore absentes mais connues pour produire des dégâts importants dans les îles tropicales et subtropicales du Pacifique et de l'océan Indien. L'objectif n'est pas de fournir des fiches descriptives de ces plantes (disponibles dans la bibliographie ou sur des sites internet ; voir la contribution de J.-Y. Meyer *et al.*), mais d'essayer de les hiérarchiser au vu de leur impact écologique et socio-économique.

Selon l'inventaire le plus récent des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie (voir le *Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie* de H.S. MacKee, Museum national d'histoire naturelle, 1994), on dénombre 1 412 taxons (espèces, sous-espèces, variétés et cultivars). Parmi eux, on compte 708 taxons cultivés, 170 cultivés ou spontanés, 87 spontanés. Il semble que 360 de ces taxons soient naturalisés, dont 64 (soit 4 % de la flore introduite et 18 % de la flore naturalisée) peuvent être considérés comme des plantes envahissantes (voir la liste des plantes considérées comme envahissantes en Nouvelle-Calédonie dans la contribution de J.-Y. Meyer et *al.*). À ces 64 s'ajoutent le pin des Caraïbes, l'*Imperatra cylindrica* (mauvaise herbe) et l'*Heteropogon contortus* (également mauvaise herbe), ce qui porte à 67 le nombre d'espèces envahissantes dans l'archipel.

On trouve des plantes introduites sur toutes les îles principales de Nouvelle-Calédonie (Grande Terre, îles Loyauté, île des Pins, îles Belep, île Walpole), la Grande Terre en concentrant le plus fort pourcentage avec 1 294 espèces sur 1 412 (voir le tableau 5). De même, toutes les îles principales sont touchées par les plantes envahissantes, la Grande Terre se plaçant là encore en tête (64 espèces sur 67), suivie par l'île des Pins et les îles Loyauté.

Tableau 5 – Nombre et répartition des espèces introduites (envahissantes, naturalisées, subspontanées et cultivées) dans l'archipel néo-calédonien (modifié, d'après MacKee, 1994)

	Envahissantes	%	Naturalisées	%	Subspontanées et cultivées	Total
Archipel	**67**	**100**	**296**	**100**		
Grande Terre	62	98	276	93	956	1 294
Îles Loyauté (Maré, Lifou, Ouvéa, Tiga)	17	30	110	37	69	196
Île des Pins	31	49	71	24	31	133
Îles Belep (Art, Pott)	1	2	25	8	7	33
Île Walpole	5	8	-	-	-	-
Îles Yandé, Néba, Balabio, Baaba	2		-		-	
Île Surprise	1		-			-
Île Pam	1		-		-	
Île Matthew	-		-		-	
Îles Chesterfield	-		-		-	
Île hunter	-		-		-	
Sans localité ou aucun spécimen vu ou présence douteuse	1		-		-	

Il n'existe pas, à proprement parler, de système adopté au plan international pour classer et hiérarchiser par ordre d'importance les espèces végétales envahissantes. Une classification des 117 principales plantes envahissantes en Afrique du Sud a été récemment effectuée par un panel d'experts. Ils se sont appuyés sur une méthodologie croisant quatre facteurs : l'aire de répartition actuelle de l'espèce (très large, large ou localisée), l'abondance géographique de l'espèce (abondante, commune, rare), les habitats susceptibles d'être envahis (nombre élevé, modéré, petit, zones riveraines) et la taille de propagules (nombre d'individus, élevé, modéré ou faible). Pour Q.C.B. Cronk et J.L. Fuller (1994), les plantes envahissantes majeures ou dominantes sont les espèces introduites et naturalisées « qui causent une modification significative dans la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème ».

Parmi les espèces ayant un impact écologique et socio-économique important figurent :

■ les plantes aquatiques tropicales et subtropicales (*Eichhornia* spp., *Salvinia molesta, Egeria densa*) capables d'envahir les lacs, mares et rivières, de provoquer une baisse d'oxygénation des eaux et de la lumière, de favoriser une augmentation de la turbidité et de la sédimentation, d'induire l'assèchement ou l'eutrophisation des cours d'eau et d'obstruer les canaux d'irrigation ;

■ les graminées dites pyrophytes (*Andropogon* spp., *Melinis* spp., *Pennisetum* spp.) qui forment des touffes denses hautement inflammables, augmentant l'intensité et la fréquence des feux, et capables de se régénérer après incendie ;

■ des arbres sur-consommateurs d'eau (*Acacia mearnsii*, *Tamarix* spp., *Prosopis* spp.) qui épuisent cette ressource limitée en zone sèche ;

■ les légumineuses (*Acacia* spp., *Paraserianthes falcataria*) et *Myrica faya* qui enrichissent le sol en azote et perturbent la succession secondaire naturelle ;

■ les lianes grimpantes (*Thunbergia* spp., *Passiflora* spp.) capables de recouvrir complètement les canopées.

La liste des « 100 espèces étrangères parmi les plus envahissantes dans le monde » proposée par l'UICN contient 32 plantes terrestres et deux plantes aquatiques d'eau douce présentant les caractéristiques ci-dessus. Parmi ces 34 plantes, 9 se rencontrent en Nouvelle-Calédonie : *Arundo donax, Eichhornia crassipes, Imperata cylindrica*, *Lantana camara, Leucaena leucocephala, Schinus terebinthifolius, Wedelia trilobata, Miconia calvescence, Merrenia peltata*.

Quant aux plantes potentiellement envahissantes en Nouvelle-Calédonie, elles sont déterminées par comparaison avec des plantes devenues envahissantes ailleurs. C'est ainsi que sur 300 plantes envahissantes et mauvaises herbes majeures dans les îles et régions tropicales et subtropicales, 165 sont présentes sur l'archipel néo-calédonien, dont 47 également envahissantes, 66 naturalisées, 12 subspontanées et 40 cultivées (voir la contribution de J.Y. Meyer *et al.*). Le temps de latence entre le moment de l'introduction de l'espèce et celui où elle se révèle envahissante peut atteindre 100 ans. Chaque invasion biologique est un cas très particulier qui dépend à la fois des caractéristiques de l'espèce, de son origine, de son histoire, mais aussi des caractéristiques du milieu envahi.

Reste que le nombre d'espèces introduites, naturalisées et envahissantes dans l'archipel néo-calédonien, ainsi que leur densité par km^2, semble relativement faible comparé à ce qui est observé dans les îles tropicales océani-

ques voisines du Pacifique (Hawaii, Polynésie française) ou de l'Océan Indien (la Réunion). De même, le pourcentage de la flore naturalisée par rapport à l'ensemble de la flore néo-calédonienne est peu élevé (10 % contre, par exemple, 40 à 50 % en Nouvelle-Zélande). Mais le développement économique actuel de la Nouvelle-Calédonie, associé à l'augmentation des échanges commerciaux et touristiques, risque de conduire à une augmentation (volontaire ou accidentelle) du nombre de plantes étrangères, donc à un risque plus élevé d'introduction de plantes envahissantes ou potentiellement envahissantes.

Outre les modes d'introduction liés aux activités agricoles, horticoles et industrielles, un certain nombre de facteurs favorise l'introduction d'espèces éventuellement invasives : les perturbations naturelles (incendies, cyclones) ou anthropiques (fragmentation des forêts, surpâturage…), les phénomènes de mutualisme avec la présence d'espèces animales allochtones, l'invasibilité d'habitats naturels. Une attention toute particulière doit donc être portée aux espèces non encore présentes dans l'archipel, mais aussi à celles présentes et non encore naturalisées. Quoi qu'il en soit, il est aujourd'hui important d'actualiser le recensement de 1994. D'autant qu'il existe sans doute un biais dans l'évaluation de la situation de l'archipel telle qu'évoquée ci-dessus, en raison du manque d'inventaire récent publié.

Invertébrés introduits et potentiellement envahissants

En Nouvelle-Calédonie, on estime à plus de 25 000 le nombre d'espèces d'invertébrés, parmi lesquelles seulement 6 000 seraient décrites. Faute d'enregistrements fossiles, il est difficile d'établir les changements faunistiques anciens. Pourtant, il est probable que dès l'époque mélanésienne, il y ait eu des introductions d'invertébrés, associées aux déplacements de plantes (hibiscus, bananiers, …). Quoi qu'il en soit, à partir des données bibliographiques, une liste de 518 taxons, dont la présence ne peut s'expliquer sans intervention humaine, a été établie. Cette liste comprend: 1 oligochète, 2 myriapodes, 3 crustacés, 17 nématodes, 31 mollusques, 43 arachnides et 421 insectes (voir la contribution de Jourdan et Mille). Parmi ces espèces, 511 maintiennent des populations pérennes dans la nature : 21 espèces concernent les milieux d'eau douce, 66 sont des invertébrés en interaction avec la santé humaine ou vétérinaire, 55 sont des auxiliaires de lutte biolo-

gique, et enfin 369 espèces concernent les milieux anthropiques et/ou naturels. Nous retrouvons dans cette dernière catégorie les ravageurs agricoles. Certaines de ces espèces constituent des espèces de quarantaine pour le commerce mondial, et des traitements spécifiques sur les cargaisons à risque en provenance de Nouvelle-Calédonie sont imposés par les pays importateurs, comme dans le cas de la mouche des fruits, *Bactrocera tryoni*. La majorité des introductions sont accidentelles, cependant 51 espèces ont été introduites délibérément, dont 47 à des fins de lutte biologique (42 se sont établies avec succès) et 4 autres à des fins alimentaires : l'escargot de bourgogne *Cantareus aspersus* et 3 variétés de l'abeille domestique. Tous les milieux naturels néo-calédoniens sont concernés par les invertébrés allochtones. Par contre, la plupart des exotiques sont recensées sur la Grande-Terre, l'information reste lacunaire pour les autres îles. L'impact de la plupart de ces allochtones reste également inconnu, faute d'étude disponible. Dans ce contexte, il est difficile de hiérarchiser les espèces en fonction de leurs impacts écologiques et socio-économiques ; ou d'identifier les « espèces dormantes ». De ce point de vue, nous rappellerons que 6 des 14 invertébrés classés parmi les 100 espèces envahissantes qui engendrent les dysfonctionnements les plus importants selon l'IUCN, sont présents en Nouvelle-Calédonie : l'escargot géant d'Afrique *Achatina fulica*, l'*euglandine* rose *Euglandina rosea,* l'aleurode *Bemisia tabaci*, et les fourmis *Anoplolepis gracilipes, Pheidole megacephala* et *Wasmannia auropunctata*.

Quant aux espèces susceptibles d'envahir le territoire, elles se comptent par centaines, voire par milliers. Une recherche bibliographique dans les territoires insulaires proches, a cependant permis d'établir une liste prioritaire de 541 taxa susceptibles d'être introduits en Nouvelle-Calédonie (voir la contribution de Jourdan). Cette liste comprend une majorité d'insectes (475 taxons), pour la plupart phytophages, mais également des arachnides (29 taxons), des mollusques (20 taxons) et des nématodes (17 taxons). La menace apparaît très variée, les quelques exemples proposés ci- après permettent de mesurer l'ampleur des nuisances éventuelles.

La fourmi de feu (*Solenopsis invicta*)

Cette espèce sud-américaine est aussi connue sous le nom de Rifa, pour *Red Imported Fire Ant*. Elle a fait ses premiers ravages en Alabama, au début du XXe siècle, pour ensuite envahir tout le sud des États-Unis. Dotée d'un

venin très puissant, elle est tristement célèbre pour ses effets négatifs sur la santé publique, sur l'agriculture, sur les infrastructures, sur la biodiversité et sur la qualité de la vie. Au cours des 20 dernières années, elle a envahi des îles des Caraïbes, en provenance de Floride, et elle pourrait continuer sa progression vers les îles du Pacifique en l'absence de mesures concertées. Une colonie peut contenir plus de 200 000 ouvrières. À raison de 150 colonies à l'hectare, leur densité peut atteindre jusqu'à 3 000 fourmis au mètre carré. Elles piquent dès qu'elles se sentent attaquées, chaque fourmi étant capable d'infliger plusieurs piqûres très douloureuses. Attirées par les équipements électriques, elles endommagent également toutes sortes d'équipements (boîtiers de feux de circulation, éclairages des pistes d'aéroports, systèmes de distribution électrique, systèmes de communication…). Des dizaines de millions de dollars US sont dépensés chaque année en pesticides, seuls moyens de contrôle actuel. Un plan de prévention des fourmis dans le Pacifique a été proposé, mais il attend un financement (voir la contribution de Lloyd Loope). De toutes les fourmis présentes dans la zone Pacifique, la fourmi de feu constitue avec la fourmi électrique la plus grande menace pour la qualité de vie humaine et pour la biodiversité.

La cicadelle à ailes vitreuses ou cicadelle pisseuse en Polynésie française (*Homalodisca coagulata*)

Cette cicadelle est une espèce native du sud-est des États-Unis et du nord-est du Mexique. Sans doute transporté par des plantes d'ornement importées, cet insecte s'est établi à la fin des années 1980 dans le sud de la Californie, où il est aujourd'hui considéré comme un organisme nuisible majeur : il se nourrit et se reproduit sur plus de 300 espèces végétales (récoltes agricoles, plantations ornementales urbaines, espèces végétales indigènes…). Sa principale menace vient de sa capacité à véhiculer une bactérie, *Xylella fastidiosa*, qui se multiplie dans le xylème, produit des sécrétions et finalement bouche les canaux de transport de l'eau, jusqu'au dessèchement mortel de la plante hôte. Au premier rang des victimes, la vigne (y compris pour le raisin de table dont on connaît les projets de développement en Nouvelle-Calédonie).

Sa présence conjuguée à celle de la bactérie transmissible *Xylella* peut constituer un énorme danger pour les végétaux indigènes et les écosystèmes des îles du Pacifique. La cicadelle à ailes vitreuses se multiplie par exemple rapidement sous le climat chaud et humide de la Polynésie française, où la

présence de *Xylella* n'est toutefois pas encore avérée. Aucun biocontrôle n'a été à ce jour couronné de succès en Californie. À Hawaii, en revanche, où la cicadelle est introduite depuis 2004, un « agent de biocontrôle spontané » (un œuf parasite) limite pour l'instant son extension.

La cochenille du Pandanus

Sur l'île de Maui (Hawaii), une cochenille du nom de *Thysanococcus pandani* Stickney attaque l'arbre côtier *Pandanus tectorius,* entraînant de graves dommages et parfois la mort. Cet insecte n'était jusqu'alors connu qu'à Java et à Singapour. C'est en 1995 qu'il a fait son apparition à Hawaii, dans le jardin botanique de Hana (Maui), avant de se répandre sur toute la côte nord de Maui, sans toutefois atteindre les autres îles de Hawaii. Par le passé déjà, à la fin des années 1920, la plupart des *Pandanus tectorius* et *Pandanus spurius* de l'île de Rarotonga (îles Cook) avaient apparemment été détruits par *Laminicoccus pandani.* De même, il semble que de vastes zones plantées de *Pandanus tectorius* ont été détruites dans les années 1980 sur Atiu et Mangaia par cette même cochenille.

Le genre *Pandanus* est une source importante de fibre. La Nouvelle-Calédonie en compte 18 espèces, dont 16 sont endémiques. Compte tenu de l'expérience acquise dans d'autres régions du Pacifique, l'archipel néo-calédonien devrait se protéger contre les parasites de *Pandanus*. Une première étape consisterait à dresser la liste des insectes et des maladies qui attaquent les espèces de *Pandanus* dans les îles du Pacifique.

La cochenille des cycas (*Aulacaspis yasumatsui*)

Indigène en Thaïlande et dans le sud de la Chine, cette cochenille fut décrite en 1972 à partir d'un *Cycas* sp. de Thaïlande. C'est à partir de 1996 qu'elle a été trouvée hors d'Asie du Sud-Est : sur des cycas d'ornement à Miami, puis à Hawaii. Elle a ensuite été détectée à Guam fin 2003 sur un cycas d'ornement, *Cycas revoluta*. Facilement transportée par le vent, elle s'est étendue sur les deux tiers du nord de l'île de Guam dans les deux ans qui ont suivi, infestant et tuant les cycas d'ornement et indigènes. *Cycas micronesica*, un cycas indigène propre à la Micronésie, semble particulièrement sensible, avec des taux de mortalité de 100 % dans les zones infestées.

Comme de nombreux végétaux vasculaires de Nouvelle-Calédonie, les cycas constituent un groupe primitif de végétaux antérieurs à la plupart des taxons

végétaux. Sur les 185 espèces de cycas connues dans le monde, la Nouvelle-Calédonie n'a qu'une seule espèce indigène, *Cycas celebica*. Le cas de la cochenille des cycas et son effet sur *Cycas micronesica* à Guam peuvent être interprétés comme un exemple particulièrement pertinent pour la Nouvelle-Calédonie, qui compte plusieurs douzaines d'espèces gymnospermes primitives.

La chenille urticante (*Darna pallivitta*)

Indigène en Asie du Sud-Est, cette espèce envahissante a été découverte à Hawaii sur les palmiers d'une pépinière en 2001. Elle se nourrit sur un grand nombre de végétaux à feuillage et sa piqûre est douloureuse. Des entomologistes et des taxonomistes du ministère hawaïen de l'Agriculture semblent avoir trouvé des ennemis naturels de la chenille urticante (une guêpe ectoparasitaire et une mouche parasite), qui pourraient servir d'agents de biocontrôle.

Les moucherons culicoïdes (*Culicoides* spp.)

Surtout présents dans les régions tropicales et subtropicales continentales, ils ne se trouvent guère dans les îles océaniques (sauf le *nono* de Polynésie française). Les femelles adultes de nombreuses espèces ont la spécialité d'aspirer le sang des vertébrés (humains et animaux domestiques ou sauvages). Au-delà de l'inconfort, ils véhiculent un certain nombre de virus, de protozoaires et de nématodes. L'impact potentiel de ces moucherons sur les oiseaux des îles peut également être significatif. Les moucherons du grand genre *Culicoides* (plus de 1 000 spp.) et de trois autres genres de la même famille (*Ceratopogonidae*) posent des problèmes en santé animale et humaine dans de nombreuses régions du monde.

Espèces envahissantes en eau douce

Le réseau hydrographique de la Grande Terre est assez dense, même si la forme allongée de l'île et son relief montagneux ne favorisent guère l'existence de grands cours d'eau. Les étangs, lacs et marais y occupent une superficie d'environ 4 000 hectares. La plaine des Lacs en particulier, au sud de la Grande Terre, se distingue par un taux d'endémisme très élevé, tant pour la faune que pour la flore. Dans les îles Loyauté, en revanche, il n'existe aucun réseau hydrographique constitué.

En l'état actuel des prospections, on dénombre 50 à 60 espèces dans la flore aquatique (espèces sub-aquatiques non comprises), parmi lesquelles

11 à 12 sont endémiques, dont 4 très rares. Quant aux communautés benthiques d'invertébrés, elles sont largement dominées par les insectes (75 des 167 taxons identifiés). Par ailleurs, la richesse spécifique en poissons des « creeks » calédoniens, 64 espèces dont 11 endémiques, est très supérieure à celle de la Réunion ou de la Polynésie. Parmi ces espèces : le *Galaxias neocaledonicus*, qui serait un vestige de l'ancienne faune du Gondwana. On observe la même richesse chez les crustacés décapodes (37 espèces, 14 endémiques). Le record d'endémicité est toutefois tenu par les mollusques : chez les gastéropodes d'eau douce, le taux d'endémicité est de 80 % (65 espèces sur 81), tandis qu'il atteint 100 % dans la famille des *Hydrobiidae*.

En dépit de la fragilité des écosystèmes dulçaquicoles et de leur richesse en espèces endémiques, de nombreuses autres espèces y ont été introduites. Une douzaine d'entre elles sont des espèces envahissantes ou susceptibles de l'être : *Pistia stratiotes, Nymphoides indica, Eichhornia crassipes, Typha domingensis, Marsilea mutica, Ipomoea aquatica, Ludwigia octovalvis*, *Cladium mariscus, Hydrilla verticillata*, *Lemna aequinoctialis, Salvinia auriculata* et *Azolla pinnata*. D'ores et déjà, il conviendrait d'en éradiquer sept, ou au minimum de les contrôler (voir le tableau 6).

Parmi les espèces non encore présentes, mais contre lesquelles il faut se prémunir : l'élodée brésilienne (*Egeria densa*) qui peut former des tapis très denses et faire disparaître des espèces aquatiques autochtones des lacs et rivières. On la trouve à Hawaii, sur l'île de Pâques, en Nouvelle-Zélande et en Australie. Les seules tentatives d'éradication sont à base chimique, ce qui est peu envisageable en Nouvelle-Calédonie.

En ce qui concerne les crustacés et les poissons, la plupart des introductions auraient été réalisées à l'initiative de la Commission Pacifique Sud, à des fins d'autosuffisance alimentaire. On a ainsi introduit deux espèces d'écrevisses et treize de poissons : le tilapia du Mozambique (*Oreochromis mossambicus*), le *Tilapia zillii*, le *Sarotherodon occidentalis*, le black-bass à grande bouche (*Micropterus salmoides*), le gourami perlé (*Trichogaster pectoralis*), le dalag (*Channa striata*), le guppy (*Poecilia reticulata*), la gambusie (*Gambusia affinis*), le porte-épée (*Xiphophorus hellerii*), le gourami géant (*Osphronemus gouramy*), la carpe (*Cyprinus carpio*), le carassin doré ou poisson rouge (*Carassius auratus*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Les quatre dernières espèces de cette liste ne se sont pas acclimatées tandis que certaines ont disparu (la gambusie et le *Tilapia zillii*). Uniquement sept espèces se sont acclimatées et peuvent constituer un réel danger pour les espèces indigènes, c'est notamment le cas du black-bass (voir le tableau 4).

Tableau 6 – Sept plantes aquatiques, déjà présentes, à éradiquer ou à contrôler*

	Régions envahies, hors Nouvelle-Calédonie	Impact sur l'environnement	Tentatives d'éradication et/ou contrôle	Liste UICN
Eichhornia crassipes	Afrique du Sud, de l'Est, de l'Ouest, Hawaii, Fiji, Nouvelle-Zélande, Australie, Chine, Vietnam, Philippines…	Prolifération abondante et rapide	Lutte chimique peu efficace, début de contrôle par lutte biologique	X
Salvinia auriculata	Originaire d'Amérique du Sud, zones tropicales, subtropicales, tempérées chaudes	Espèce à croissance rapide, forme des tapis de végétation dense qui réduisent la lumière et la teneur en oxygène de l'eau, affectant la vie végétale et animale des milieux envahis	Contrôle chimique possible. Lutte biologique plus efficace	
Pistia stratiotes	Pacifique Nord et Sud, Hawaii *et Guam* autres îles (lagunes, lacs, étangs, canaux de drainage)	Peut former des tapis très denses. Conséquences possibles : blocage des systèmes d'irrigation, habitats favorables aux moustiques, dégâts dans les piscicultures	Lutte biologique	
Hydrilla verticillata	Fiji, Guam, Hawaii, Polynésie française, Australie	Elle peut former de véritables tapis dans les canaux et les mares au niveau de la mer (Fiji)	Moyens mécaniques : succès limité. Herbicides : efficace mais incompatible avec la protection des milieux riches en espèces endémiques	
Lemna aequinoctialis	Toutes les régions tropicales et subtropicales	Abondante dans les lacs d'eau douce, les étangs, les canaux et la partie lente des rivières		
Ludwigia octovalvis	Toutes les îles du Pacifique	S'adapte aux sols humides et peut se trouver en altitude (jusqu'à 2 000 mètres en Nouvelle Guinée)		
Ipomoea aquatica	Cultivée pour ses feuilles : Fiji, Micronésie, îles Salomon, invasive à Guam, en Polynésie française	Peut se répandre dans les rivières et les champs	Essais aux herbicides (inacceptables dans les zones à haute valeur écologique). Pas de contrôle biologique à ce jour	

* Pour plus d'informations, se reporter à la contribution de J.-Cl. Lefeuvre

Quels risques et quels impacts environnementaux ?

Dans le domaine environnemental comme ailleurs, il est toujours plus périlleux et incertain, au plan de l'efficacité, de gérer une crise plutôt que de la prévenir. Le cas des espèces envahissantes ne fait pas exception. Or, la prévention en la matière dépasse largement le cadre du contrôle aux frontières internationales, même si celui-ci est primordial. En Nouvelle-Calédonie peut-être plus qu'ailleurs, une stratégie adaptée suppose aussi de surveiller les éventuelles contaminations à l'intérieur du pays, notamment le risque de transfert inter-îles. Certaines espèces peuvent en effet se révéler inoffensives sur une partie du territoire et envahissantes dans une autre, du fait de conditions écologiques différentes. La surveillance est d'autant plus nécessaire que le pourcentage d'espèces allochtones varie considérablement selon les îles. On sait, par exemple, que le pourcentage de vertébrés allochtones atteint 22,3 % sur la Grande Terre, alors qu'il est nul sur une partie des récifs d'Entrecasteaux.

La mise en place de mesures et de dispositifs de surveillance pertinents dépend, entre autres, d'une évaluation suffisamment fiable des risques d'invasion. Les impacts environnementaux seront d'autant plus grands que ces risques auront été sous-estimés.

De l'introduction d'une espèce à sa propagation

Entre l'introduction d'une espèce allochtone et l'invasion proprement dite, il peut s'écouler une durée plus ou moins longue. Le processus d'invasion se déroule selon trois grandes phases : l'introduction, l'établissement et l'invasion. En ce qui concerne l'introduction, elle peut être volontaire (activité économique, de loisirs…), mais aussi totalement fortuite (voir le tableau 7). Le contrôle est d'autant plus aisé qu'une introduction est volontaire et liée à une activité économique d'envergure. Il ne s'agit pas pour autant de sous-

estimer le problème : en Nouvelle-Zélande, on estime par exemple à 75 % la proportion de mauvaises herbes (*weeds*) menaçant l'environnement alors qu'elles avaient été introduites pour usage horticole.

Tableau 7 – Exemples de vecteurs d'introduction
(source : S. Burgiel *et al.*, 2005)

Introductions volontaires		Introductions involontaires
Introductions directes dans l'environnement	**Introductions en captivité/endiguement**	
Agriculture Forêt Amélioration du sol Horticulture Préservation de l'environnement Lâchers de poissons Chasse et pêche Lâcher de mammifères comme source de nourriture Contrôle biologique Aide alimentaire Contrebande Usages religieux, esthétiques, médicaux	Évasion de jardins botaniques ou privés Zoos Élevage animal Apiculture Aquaculture Commerce d'animaux de compagnie Autres commerces (aquarium, horticulture d'étangs…) Unités de recherche	Bâtiments, véhicules (terre, air, mer) Ballasts Nettoyage de coques (marine) Fret maritime Containers maritimes Bagages/équipements personnels Produits agricoles Contaminants des semences Terre, gravier, sable… Bois Matériel d'emballage Équipements, machines et véhicules souillés (militaires, construction) Courrier postal Déchets solides Aquaculture (parasites, maladies) Fleurs coupées Jardineries commerciales

Quant à l'établissement d'une espèce introduite, c'est-à-dire sa phase d'acclimatation (d'adaptation), elle dépend d'un grand nombre de facteurs. Elle est bien sûr liée aux caractéristiques du milieu d'accueil : nature du sol, des plantes hôtes, fractionnement du milieu ou pas, etc. Elle est également liée au type d'environnement humain (présence de contrôles, densité de population…). Elle dépend enfin des caractéristiques mêmes de l'espèce (taux de croissance, capacité reproductive…) et de la diversité génétique des individus introduits.

La dernière étape, celle de la propagation, provient elle aussi de la combinaison de facteurs humains et naturels. La nature des communications et l'aménagement du territoire jouent en outre un rôle important : la construction de nouvelles voies, l'aménagement résidentiel ou commercial et la modification de l'occupation des sols consacrés à l'activité agricole sont autant de facteurs de perturbation favorisant la propagation. Mentionnons à ce propos la possibilité d'un phénomène de « latence » dans l'invasion : une espèce introduite dans un espace limité peut rester en veille mais se propager brusquement et causer des dommages après une période relativement longue, sans que la cause en soit toujours bien déterminée. Ce phénomène rend d'autant plus difficile l'identification de la voie d'introduction, et donc la politique de lutte à conduire.

Quel risque d'invasion ?

Le risque d'invasion sera défini ici comme la probabilité d'aboutissement d'un processus complet, de l'introduction de l'espèce à sa propagation, en passant par son établissement, et conduisant à un dommage environnemental caractérisé (c'est-à-dire identifié). L'évaluation de ce risque doit intégrer la capacité de l'écosystème récepteur à absorber les chocs liés aux introductions, elle-même affectée par les circonstances économiques locales. Il est donc nécessaire de tenir compte à la fois de facteurs biologiques et de facteurs économiques. La grande majorité des travaux sur l'évaluation des probabilités d'invasion se focalise sur des espèces particulièrement représentatives, ou associées à un dommage environnemental ou économique majeur, et/ou sur des milieux spécifiques.

Dans ce contexte, il existe trois types de modèles. Les premiers se fondent sur des critères géographiques, climatiques et/ou biophysiques. C'est

ainsi qu'un modèle à grande échelle a été réalisé pour la fourmi rouge : à partir de données essentiellement climatiques, il propose une évaluation de la probabilité d'invasion dans l'ensemble des pays du globe (y compris îles et archipels). D'autres modèles utilisent des équations « gravitaires » corrélant l'effectif d'espèces envahissantes découvertes avec des données commerciales et économiques. Ils ne s'intéressent alors qu'à des données caractérisant l'introduction (volume cumulé de marchandises importées, taille du pays, densité de population…). Le troisième type de modèles part des données réelles d'inspection. Il procède souvent d'une échelle plus fine et pour des espèces dont le mode d'introduction est fortement spécifique (coques de bâtiment, palettes en bois, ballasts de navires…).

D'une manière générale, les évaluations de la probabilité d'invasion partagent un certain nombre de critères communs.

■ Cette probabilité croît avec le volume cumulé d'importations de marchandises et du trafic passager. Ce critère concerne la première étape du processus.

■ Elle décroît dans le temps avec la probabilité d'invasion d'autres milieux ou de pays similaires (une espèce ayant envahi des milieux comparables et n'ayant pas encore envahi le milieu considéré aura d'autant moins de chances de le faire).

■ Elle est corrélée positivement avec le degré de similitude entre les principaux partenaires commerciaux et le pays importateur. Ce critère concerne les étapes d'établissement et de propagation.

■ Les produits intermédiaires sont plus susceptibles de favoriser la propagation d'espèces envahissantes que les produits finis destinés à être utilisés ou consommés rapidement. On peut citer dans cette catégorie, par exemple, les végétaux tels que les pousses et les bulbes destinés à être (re-)plantés localement.

■ La probabilité de propagation dépend du nombre de perturbations exogènes affectant le milieu d'établissement (événements climatiques et naturels, aménagements routiers ou miniers, déforestation…).

Divers modèles ont ainsi été mis en œuvre, notamment dans des pays particulièrement touchés par les espèces envahissantes (voir la contribution de A. Thomas *et al.*).

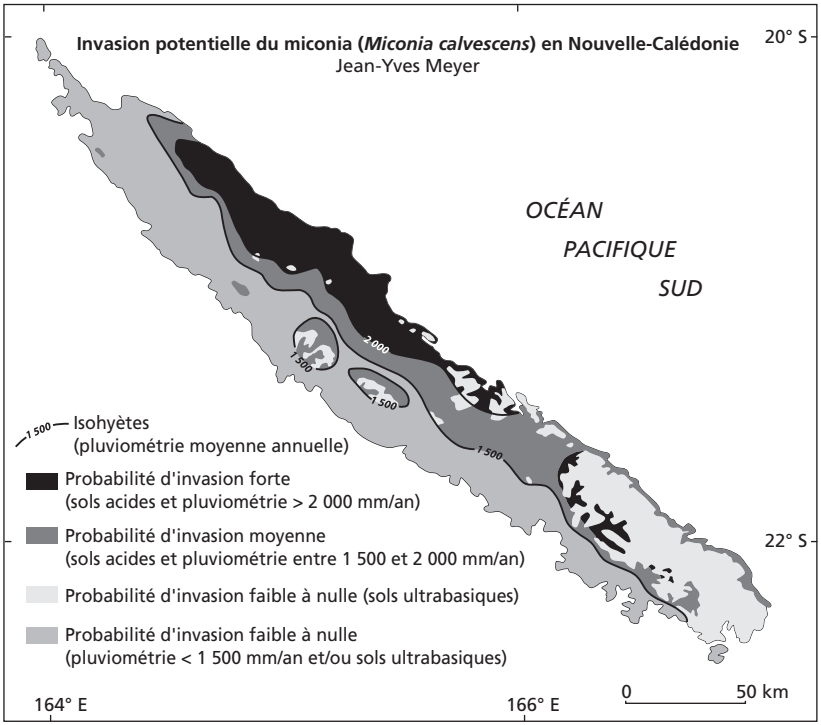
Les dangers du laisser-faire

Une mauvaise gestion ou une gestion inefficace des espèces envahissantes peuvent conduire à des situations catastrophiques. L'archipel hawaïen, dont les écosystèmes sont d'une richesse exceptionnelle, et qui bénéficie d'un nombre impressionnant de zones protégées, en fait la douloureuse expérience (voir la contribution de H. Jourdan et L. Loope). L'enjeu pour Hawaii est d'autant plus important que l'industrie touristique (10 milliards de dollars par an) dépend pour l'essentiel de son environnement.

Parmi les espèces végétales les plus redoutables, on reconnaît *Miconia calvescens*. Dès 1971, le botaniste F.R. Fosberg, spécialiste du Pacifique, prévenait les autorités hawaïennes du risque de destruction des forêts indigènes par cet arbre. Pourvu de très grandes feuilles, il couvre de son ombre toutes les espèces se développant sous sa voûte. Dans les années 1980, il colonisait déjà les deux tiers de Tahiti, qui présente des similitudes écologiques avec certaines parties de la Nouvelle-Calédonie. À Hawaii, rien n'a pourtant été fait avant le début des années 1990, en dépit des alertes de botanistes ou d'associations : manque de coordination entre les diverses administrations responsables, manque de finances, manque de communication, etc. Depuis 1992, l'espèce *Miconia calvescens* a toutefois été classée comme végétal nuisible par le ministère hawaïen de l'Agriculture. Aujourd'hui, les efforts de lutte contre l'arbre miconia coûtent 2 à 3 milliards de dollars par an, avec un succès limité.

Si aucune précaution n'était prise en Nouvelle-Calédonie, une dissémination du miconia aurait des conséquences désastreuses. C'est du moins ce que montre une simulation fondée sur les caractéristiques bio-écologiques du miconia et sur les cartes géographiques de l'archipel néo-calédonien (voir la carte 2) : il apparaît qu'en l'absence de dispositif de contrôle adéquat, 25 % de la Grande Terre (surtout la côte est et la province Nord) pourraient être envahis.

Les zones noircies (isohyète > 2 000 mm par an) sont plus favorables à la formation de forêts denses monospécifiques de miconias, les zones grisées (isohyète < 2 000 mm par an) peuvent être envahies par le miconia, notamment dans les zones humides.



Carte 2

Invasion potentielle du miconia (*Miconia calvescens*) en Nouvelle-Calédonie

Voici un autre exemple, toujours à Hawaii, d'espèces nuisibles qui passent au travers des contrôles des pépinières. C'est le cas ces dernières années de la petite fourmi de feu, de la grenouille coqui (*Eleutherodactylus coqui*) et de la chenille urticante (*Darna pallivitta*). Ces espèces ne sont pas faciles à détecter, et de toute manière ne font pas partie du programme d'agrément du ministère hawaïen de l'Agriculture (HDOA). En outre, les inspections ne concernent que les pépinières agréées. Typiquement, alors que l'on comptait 3 populations de fourmis (12 ha) en 1999, celles-ci étaient au nombre de 31 (76 ha) en 2004. Là encore, le verdict est sans appel : manque de volonté, manque de coordination, manque d'effectif, faible prise de

conscience du public… (voir ci-après pour les problèmes posés par la fourmi électrique en Nouvelle-Calédonie).

Ces quelques exemples et d'autres (voir la contribution de Lloyd Loope) illustrent de fait les conséquences dévastatrices de l'invasion d'îles océaniques par certaines espèces. Ils méritent à ce titre d'être intégrés dans la réflexion sur les dispositifs de protection à mettre en place en Nouvelle-Calédonie, compte tenu de la fragilité de ses écosystèmes et de ses similarités avec d'autres îles ou archipels.

Une invasion catastrophique en Nouvelle-Calédonie

Le cas de l'invasion du territoire néo-calédonien par la fourmi électrique (*Wasmannia auropunctata*) éclaire sur la multiplicité et l'ampleur des effets néfastes d'une invasion : sur l'environnement, sur la santé animale et sur la santé humaine, mais aussi sur la manière dont ces effets se répercutent sur l'activité économique. Introduite accidentellement dans l'archipel néo-calédonien au cours des années 1960, sa dispersion initiale a accompagné celle du pin des Caraïbes. Ubiquiste et opportuniste, cette fourmi qui est nuisible par sa piqûre colonise tant les milieux agricoles et urbains que les milieux naturels. Elle est aujourd'hui considérée comme l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité néo-calédonienne.

W. auropunctata, de la famille des Myrmicinae, est native dans une zone qui s'étend des Caraïbes à l'Uruguay et au Nord de l'Argentine. Au cours des dernières décennies, cette espèce monomorphe a été dispersée dans la ceinture tropicale du globe. Aujourd'hui, on la rencontre en Afrique de l'Ouest (Cameroun, Gabon), en Amérique du Nord (Floride, Bahamas, Bermudes) et dans la région Pacifique (Galapagos, Nouvelle-Calédonie, Salomon, Vanuatu, Wallis et Futuna, Hawaii, Polynésie française et sans doute à Tuvalu).

Les caractéristiques biologiques de cette fourmi favorisent sa dissémination à la faveur des activités humaines (matériaux contaminés) : polygénie, réduction ou disparition du vol nuptial, opportunisme pour l'alimentation (nectarivore, détritiphage, granivore…) et pour ses sites de nidification, capacité à déplacer rapidement les nids (groupe des espèces vagabondes ou *tramp species*). Elle n'hésite pas non plus à utiliser son venin contre d'autres espèces de fourmis. Même une catastrophe naturelle comme une inondation

ne saurait décourager ces fourmis : elles se laissent porter par les flots. Selon les cas, elles bénéficient d'une reproduction par clonage ou d'une reproduction sexuée. Cela dit, compte tenu de la faible espérance de vie d'une reine (11 à 15 mois), leur remplacement, vital pour la communauté, doit être mis à profit dans une perspective de lutte contre l'espèce. Autre caractéristique susceptible d'être mise à profit, leur répulsion pour la trop grande humidité, la forte chaleur ou la sécheresse, qui les rendent fragiles à des variations brusques de conditions micro-climatiques locales.

Les nuisances occasionnées par la *W. auropunctata* sont multiples. Sur l'homme, ce sont des piqûres douloureuses suivies de démangeaisons. L'hypothèse parfois émise selon laquelle elle pourrait être vecteur de germes pathogènes n'a, à ce jour, jamais été vérifiée. En revanche, elle affecte la qualité de vie, notamment dans les habitats traditionnels mélanésiens, où elle peut établir ses nids dans les murs et les toits de paille. Sur les animaux domestiques, elle peut provoquer des cécités à force de piqûres répétées. Au plan des activités économiques, un grand nombre de secteurs sont touchés et désorganisés : le maraîchage, l'arboriculture, la production fruitière (en particulier, *W. auropunctata* entretient des relations mutualistes avec plusieurs homoptères), les élevages…, mais aussi le tourisme et les infrastructures électriques et électroniques (accumulation de fourmis dans les transformateurs, les relais téléphoniques…). Au plan environnemental, ces fourmis représentent l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité et les équilibres écologiques.

Aucune solution de lutte biologique n'existe à ce jour pour combattre la fourmi électrique (voir la contribution de H. Jourdan et L. Loope). Seules des substances chimiques peuvent contribuer à maîtriser le problème, qu'il s'agisse de mesures d'urgence ou de contrôle à long terme (poisons à effet retard, inhibiteurs de croissance…). Dans tous les cas, il faut au préalable inventorier de manière la plus exhaustive possible les sources et voies possibles des invasions. Trois possibilités existent pour les gérer : l'éradication, le contrôle (avec le confinement des zones affectées) ou la palliation de l'invasion quand celle-ci est généralisée. Les coûts des produits et de la mise en œuvre logistique sont considérables. En outre, le succès des stratégies adoptées dépend en partie d'une responsabilisation collective et de l'implication de la population, ce qui impose de mettre en place divers types de campagnes médiatiques (journaux, télévision, brochures distribuées dans les zones sensibles ou d'entrée sur le territoire…) et des actions d'information et d'éducation.

Le risque d'invasion en Nouvelle-Calédonie

La spécificité de l'environnement néo-calédonien crée des conditions relativement favorables aux invasions. Compte tenu du nombre limité de points d'introduction d'espèces sur la Grande Terre (aéroport, ports), il est assez simple d'en décrire les trajectoires éventuelles. Typiquement, en ce qui concerne les invasions volontaires par des plantes ornementales, ces trajectoires suivent vraisemblablement le réseau routier de la Grande Terre desservant Nouméa et les agglomérations de taille moyenne. À noter ici que la faible densité de population apparaît comme un facteur aggravant : la diffusion des espèces à partir des habitations individuelles vers le milieu sauvage rencontre peu de barrières. De même, l'exploitation des dernières zones de forêts humides primaires, qui se concrétise par une augmentation du nombre de routes et chemins, est propice à l'envahissement (par des plantes ou des animaux). Certaines invasions sont directement liées à l'exploitation minière (réhabilitation de zones dénudées par deux espèces envahissantes, le gaïac et le bois de fer).

En ce qui concerne le système de surveillance de l'archipel, Keith Budd en a analysé, en 2004, ses forces et ses faiblesses. Seules ces dernières seront évoquées ici. Il souligne en particulier des lacunes dans les contrôles de plusieurs voies de passage spécifiques, ainsi qu'un manque de coordination entre les différentes instances en charge de ces contrôles. En outre, l'insuffisance des connaissances sur la biodiversité locale rend difficile le repérage des organismes susceptibles d'être envahissants. Selon Budd, qui identifie trois vecteurs d'introduction à surveiller prioritairement (navires, containers maritimes, importation de machines), il faudrait renforcer le dispositif de contrôle de toutes les voies d'accès (voir le tableau 8). D'autant qu'à ce jour, la stratégie néo-calédonienne a largement transféré le risque d'invasion du point d'importation vers le pays exportateur d'origine. Cette stratégie laisse la porte ouverte à diverses invasions si les règles de certification et de déclaration ne sont pas respectées.

Compte tenu de la nature et du volume des activités commerciales et économiques de la Nouvelle-Calédonie (voir p. 33), une identification rigoureuse des points de contrôle est déterminante dans la lutte contre les invasions. À cet égard, le système HACCP (pour *Hazard Analysis Critical Control Point*) fournit un cadre adapté. Reposant sur une évaluation des risques

Tableau 8 – Gestion et contrôle des voies d'entrée en Nouvelle-Calédonie (source : K. Budd, 2000)

Voie/vecteur	Contrôle 1	Contrôle 2	Contrôle 3	Déficience
Vecteurs et voies d'accès contrôlés				
Avion	Spray insecticide	Inspection de l'avion	*Galley waste ?*	Gestion des déchets, cuisine des avions
Passagers	Déclaration	Chiens renifleurs	Recherche ciblée	Pas de rayons X
Produits animaux	Code produit pour tarif douanier	Certification	_	Pas d'inspection
Navires (accès direct)	Notification	Certification	Inspection	Pas de contrôle des ballasts
Vecteurs et voies d'accès partiellement contrôlés				
Machines et véhicules d'occasion	Inspection	Traitement	_	Pas de référence à un tarif douanier
Courrier et paquets postaux	Déclaration	Recherche ciblée	_	Ni rayons X, ni chiens renifleurs
Acheminement côtier	Notification	Certification	Inspection aléatoire	Absence dans les ports provinciaux
Produits végétaux importés	Tarifs douaniers	Certification	Inspection	Manque d'équipements d'inspection et de pratique
Vecteurs et voies d'accès non contrôlés				
Containers de marchandises	_	_	_	Ni inspection, ni certification. Pas de contrôle des palettes
Biens ménagers (*"household effects"*)	Référence douanière	_	_	Ni recherche ciblée, ni inspection
Plantes vivantes	Code tarif douanier	Certification	Inspection	Pas de quarantaine *ex post*
Contrebande	Notification	_	_	Pas d'activité de formation en en collaboration entre organismes

d'introduction, d'établissement et de propagation, il s'articule autour de sept principes (voir la contribution de A. Thomas *et al.*).

Les deux premiers principes concernent précisément les points de contrôle, que l'on peut regrouper en trois catégories.

■ Les contrôles avant la frontière : ils engendrent un surcoût pour le consommateur final (inspection/vérification par le pays exportateur) mais qui compensent le manque d'équipement ou de personnel douanier.

■ Les contrôles à la frontière : ce sont les plus utilisés. Certains pays adoptent des mesures encore plus strictes, comme l'Australie ou la Nouvelle-Zélande, qui exigent en outre une étude d'impact environnementale de l'espèce introduite.

■ Les contrôles post-introduction : deux types de points de contrôle sont généralement proposés, ceux relatifs à des projets d'infrastructures (routes, exploitations minières…) et ceux associés à des réserves, parcs naturels et autres zones protégées.

Au-delà de ces différents constats, il apparaît que la probabilité d'introductions accidentelles d'espèces par les personnes serait limitée et que ces introductions seraient plutôt liées à des insectes ou à des graines contenus dans les biens personnels ou ménagers en soute, moins bien contrôlés. La probabilité d'introduction (volontaire ou involontaire) d'espèces animales ou de produits animaux semble faible elle aussi, elle n'est toutefois pas négligeable (voir le tableau 4 relatif aux espèces allochtones de vertébrés p. 43). Il en va tout autrement pour les plantes (pas de quarantaine *ex post*, manque de contrôle des effets personnels), notamment à la faveur du fort développement du secteur des plantes ornementales (voir p. 33). La probabilité d'introduction volontaire *via* le courrier postal de graines et semences est également importante. Quant aux probabilités d'établissement et de propagation (donc le taux de réussite d'une introduction), elles sont élevées pour les diverses raisons évoquées précédemment (environnement, infrastructures, activités économiques…). Le problème le plus préoccupant concerne la probabilité d'invasion des îles à partir de la Grande Terre. Il est clair qu'aucune intervention, de quelque nature qu'elle soit, ne peut totalement annuler le risque d'introduction d'espèces.

Comment évaluer les impacts économiques ?

Faut-il « donner une valeur à la nature » ? Sur quelles bases l'évaluer ? Si des divergences subsistent sur la légitimité de telles évaluations, nombre d'économistes s'accordent sur l'intérêt de leur discipline pour appréhender les mécanismes conduisant à la destruction des milieux naturels. Systèmes écologiques et humains sont en effet étroitement imbriqués. L'objectif des évaluations est de disposer d'outils sur lesquels fonder des politiques environnementales. Encore faut-il s'accorder sur les méthodes et les critères à prendre en compte. C'est ainsi que pour les seuls États-Unis, la fourchette des coûts imputables aux espèces allochtones introduites s'étalerait, selon les études, entre des montants annuels de 1,1 milliard de dollars et de 138 milliards de dollars (il est raisonnable de penser que la réalité se situe plutôt dans les valeurs hautes de ces estimations). Il n'en reste pas moins qu'un tel écart montre la nécessité de bien comprendre les principes et les limites de chaque type d'analyse économique en matière d'environnement.

Traditionnellement, une telle analyse distingue deux grandes catégories de valeurs pour les écosystèmes : les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage (ou passives). Les premières font référence à des écosystèmes fournissant des biens et des services (soit à usage direct comme la production d'une ressource, soit à usage indirect comme l'aptitude à stocker du carbone). Les secondes reflètent l'importance accordée à des ressources non destinées à l'utilisation : les valeurs d'existence (le tigre du Bengale, par exemple) ou de legs (pour les générations futures). Un troisième type de valeurs intervient, les valeurs dites d'option, qui permettent de traduire la notion de valeur pour des usages ultérieurs. La valeur économique totale (VET) est une combinaison des trois précédentes. Reste que donner une valeur à une espèce ou à un écosystème est une gageure (par exemple, toutes les espèces ne sont pas « égales » : aux derniers représentants d'une espèce peut être attachée une valeur supérieure à celle d'une espèce bien représentée). Il faut, en outre, garder en tête que la valeur économique des écosystèmes se limite à une approche anthropocentrique et utilitariste.

Coûts et bénéfices des espèces envahissantes

L'une des difficultés rencontrées dans l'évaluation des impacts économiques des espèces envahissantes vient du caractère souvent dual de ces effets : une espèce peut être source de nuisance pour la biodiversité mais aussi source de revenus pour l'économie du pays. C'est le cas d'espèces introduites pour des usages agricoles ou horticoles, entre autres. Par ailleurs, les notions d'introduction volontaire ou d'introduction fortuite ne sauraient permettre d'établir le caractère positif ou négatif de ces introductions. Certaines espèces introduites volontairement ont en effet causé des dommages considérables (la perche du Nil dans le lac Victoria) tandis qu'à l'inverse, des espèces introduites par hasard se sont avérées être d'un intérêt économique supérieur au coût des problèmes engendrés.

Les impacts économiques peuvent en fait être classés en deux catégories : les effets de marché (variations de prix et de surplus associés) et les effets non marchands. Les coûts des effets non marchands atteignent des valeurs considérables, comme le montre le tableau 9.

Tableau 9 – Coûts annuels estimés liés à l'introduction de micro-organismes allochtones aux États-Unis (source : Pimentel *et al.*, 2000)

Micro-organismes (20 000 espèces introduites aux États-Unis)	Pertes et dommages (millions de $)	Coûts de contrôle (millions de $)	Total (millions de $)
Pathogènes des cultures	21 000	500	21 500
Pathogènes des plantes d'ornement, jardins, cours de golf	–	2 000	2 000
Pathogènes des forêts	2 100	–	2 100
Maladies du bétail	9 000	–	9 000
Maladies humaines	–	6 500	6 500

À cette seconde catégorie appartiennent les impacts sur les écosystèmes et ceux sur la santé publique. Il faut y ajouter les impacts sur les activités exploitant les ressources naturelles (pertes de cultures, déclin de la valeur de la terre, nuisances sur les ressources en eau, maladies du bétail, contaminations génétiques, coûts de gestion et d'éradication). Les dégâts sur les infrastructures sont également de cette deuxième catégorie : par exemple,l'envahissement des canalisations et des centrales hydrauliques de la région des Grands Lacs d'Amérique du Nord par la moule zébrée.

Méthode d'analyse coûts/bénéfices

L'analyse coûts/bénéfices (ACB) vise à étudier la pertinence d'une réglementation : elle met en balance les conséquences économiques de cette réglementation (au regard du fonctionnement des marchés) et les gains liés à la réduction des risques. En complétant le travail d'évaluation des risques par les scientifiques (probabilité d'invasion, conséquences environnementales attendues), elle offre aux décideurs publics un moyen d'arbitrer entre plusieurs formes d'intervention. Son objectif est de quantifier en termes monétaires l'ensemble des pertes et gains liés aux risques d'invasions et aux politiques de contrôle de ces risques, et de renseigner sur l'efficacité relative des instruments de gestion du risque. Cet outil a bien entendu ses limites, ce qui impose de rester circonspect lors du passage des résultats économiques à la prescription des politiques environnementales envisagées (voir plus loin le paragraphe « Forces et faiblesses de l'ACB »). Bien que l'utilisation de l'ACB soit recommandée par de nombreuses organisations internationales et agences gouvernementales, cette analyse reste en effet critiquée, en particulier sur sa pertinence à l'égard des invasions biologiques.

Dans le domaine environnemental, l'analyse coûts/bénéfices consiste à évaluer les impacts environnementaux attendus de tel ou tel scénario réglementaire (laisser-faire, campagne d'information, réglementation…). Le but est de mettre en perspective les bénéfices attendus de la réduction des risques avec les coûts de mise en place d'une politique publique. Cela suppose d'être capable d'estimer, pour chaque scénario, la probabilité d'invasion (en fonction des paramètres naturels, économiques, réglementaires, voir p. 59), la nature et l'étendue des dommages environnementaux possibles (en fonction des mêmes paramètres) et la valeur que représentent ces dommages

pour la société (ou les bénéfices d'un dommage évité/réduit). Si l'espèce introduite a des effets bénéfiques, ceux-ci peuvent soit être inclus dans la valorisation des impacts environnementaux (stabilisation des sols, valeur récréative des forêts…), soit être comptabilisés séparément s'il s'agit de bénéfices marchands.

Le travail de quantification nécessite d'exprimer dans une même unité tous les effets des espèces envahissantes (effets de marché et effets non marchands). Par souci de simplicité, on choisit le plus souvent une valeur monétaire dite actualisée, de telle sorte que les coûts engendrés par un projet à des temps différents puissent être comparés : l'idée est de ramener toutes les valeurs à une mesure commune, en général la valeur actuelle. À noter cependant que cette pratique fait l'objet de controverses dans les projets environnementaux, car elle tend à écraser les effets bénéfiques futurs d'un programme de conservation (voir la contribution de A. Thomas *et al.*) : ces derniers sont souvent attendus à moyen, voire à long terme, alors que les dépenses sont immédiates.

L'analyse coûts/bénéfices se déroule alors selon un certain nombre d'étapes. Il faut bien sûr déterminer les agents à intégrer dans l'analyse (coûts et bénéfices pour qui ?). Il faut également identifier les actions réglementaires envisagées. Un inventaire de tous les impacts potentiels de ces mesures doit alors être réalisé (effets environnementaux et effets de marché), en s'appuyant sur des indicateurs appropriés pour les mesurer. Les étapes suivantes consistent à donner une valeur économique à tous ces impacts, à actualiser les coûts et les bénéfices futurs, et à additionner ces valeurs actualisées. Vient ensuite l'étude de « sensitivité » (robustesse de l'analyse). Il est alors possible de recommander l'alternative réglementaire engendrant les plus grands bénéfices sociaux nets.

La réalisation de l'inventaire est une étape délicate, et en particulier la mesure des effets du marché. Ces derniers rendent compte du fait que l'intervention publique visant à contrôler un risque environnemental n'est pas neutre : elle a des répercussions sur les fonctions d'offre et de demande et induit donc des variations dans les surplus des agents qu'il faut inclure dans l'analyse coûts/bénéfices (voir la contribution de A. Thomas *et al.*). Certaines situations de risques peuvent de fait être analysées comme des dysfonctionnements (défaillances) de marché, que des instruments de politique publique viennent corriger (normes obligatoires pour les producteurs, politiques

d'information pour améliorer la perception des risques, écotaxes, politique de responsabilité civile/environnementale). Ces instruments influencent la structure de coût des producteurs et la demande des consommateurs.

La plupart des études relativement complètes, mentionnant des valeurs pour les rapports entre bénéfices et coûts des politiques de lutte contre des espèces envahissantes, proviennent d'Afrique du Sud et des États-Unis. C'est notamment le cas pour la lutte biologique en Afrique du Sud, où les coûts de recherche ont atteint près de 3 millions de dollars entre 1997 et 2000. Mais les rapports entre les bénéfices du programme et son coût, pour une région ou une espèce envahissante particulière, sont très élevés : il est par exemple proche de 1 130/1 pour le contrôle de l'*Azolla filiculoides*. On peut également citer les cas du cactus *Opuntia aurantiaca* et des mesures de contrôle contre *Acacia saligna*. Les rapports bénéfice/coût des programmes d'éradication dans les bassins versants sont compris entre 6/1 et 12/1, ceux associés aux plantations non valorisables économiquement entre 360/1 et 382/1 (voir la description de tous les exemples dans la contribution de A. Thomas *et al.*). Il convient de prendre de telles valeurs avec précaution, dans la mesure où la probabilité de succès d'une politique d'éradication a tendance à être surestimée dans l'analyse.

Il est toutefois important de souligner ici le rôle crucial des mesures incitatives. L'échec de la campagne d'éradication du *bunchy top* en Nouvelle-Calédonie (1999-2001) tient sans doute pour une grande part à l'insuffisance de telles mesures. Quels que soient les bénéfices attendus en théorie d'une politique de contrôle des risques, son efficacité dépend de son implémentation effective. Dans le cas du *bunchy top*, il est clair que la population n'a pas joué le jeu. Or, il semble que les incitations individuelles n'aient pas convaincu la population de l'intérêt de participer : indemnisation par souche perçue comme faible, période de « vide sanitaire » imposée avant de pouvoir replanter, incertitude des familles victimes de destruction sur les conditions d'acquisition de nouveaux plants sains, etc. En outre, les destructions privaient durablement ces familles d'un aliment vital pour elles. Cet exemple illustre l'importance d'une réflexion plus approfondie sur les effets socio-économiques des politiques d'éradication et de lutte contre les espèces envahissantes en général.

Se pose aussi la question du partage des coûts. Une intervention publique ne sera couronnée de succès que si les pollueurs sont véritablement

incités à tenir compte des coûts sociaux (internalisation de ces coûts). C'est le but des instruments économiques de type écotaxes ou responsabilité civile/environnementale. Différentes variantes du principe pollueur/payeur sont notamment envisageables (en prenant toutefois garde aux effets de marché). L'un des objectifs doit être de mettre en place des instruments qui ne découragent ni le commerce, ni le tourisme tout en étant sources de revenus destinés au financement des mesures d'inspection, de prévention et de contrôle. En fait, les invasions biologiques constituent peut-être la seule externalité des échanges internationaux qui, pour être réellement contrôlée, demanderait de réduire ces échanges, ce qui plaide en faveur d'une taxe. Certains auteurs avancent qu'une politique optimale consisterait à calculer une écotaxe (une telle taxe s'apparente à ce que les économistes dénomment une taxe pigouvienne) dont une partie serait une contribution correspondant au dommage marginal d'une introduction, et l'autre une contribution aux coûts d'inspection.

Analyse coûts/bénéfices en Nouvelle-Calédonie

Avant toute analyse coûts/bénéfices, il faut s'accorder sur la définition des politiques à envisager, lesquelles sont mises en regard de scénarios d'événements probables. Ces scénarios se traduisent par des probabilités plus ou moins fortes d'établissement ou de propagation (dans le cas d'espèces déjà introduites), et par des probabilités plus ou moins importantes d'introduction (dans le cas d'espèces envahissantes nouvelles). Compte tenu du caractère multiforme des invasions (espèces diverses, stades d'établissement différents avec des probabilités variées…), il est généralement plus judicieux de prévoir une combinaison d'instruments de politique environnementale (voir le tableau 10). Certains d'entre eux peuvent d'ailleurs servir de support au financement d'instruments parallèles : par exemple, les revenus d'une taxe sur les importations (ou les passagers) peuvent alimenter le budget des services d'inspection et de quarantaine.

Le fonds de responsabilité concerne les exportateurs de marchandises ayant fourni un certificat phytosanitaire préalable. Il est alimenté par des versements préalables à l'importation, en proportion de la valeur des produits. En cas d'introduction avérée, la cotisation n'est pas remboursée si la preuve est apportée que les espèces proviennent d'un exportateur particulier. Ce

Tableau 10 – Politiques de lutte contre les espèces envahissantes et scénarios

	Mesure	
	Dommage espéré faible	**Dommage espéré élevé**
Espèce non encore introduite	– Certification – Inspections douanières	– Fonds de responsabilité – Taxe sur les importations – Quarantaine
Espèce introduite et établie	– Adaptation – Surveillance – Campagnes de sensibilisation	– Fonds de solidarité – Taxe sur les plantes ornementales
Espèce établie et envahissante	– Adaptation	– Éradication (lutte biologique, mécanique, chimique)

fonds fonctionne donc comme une garantie fortement incitative pour l'exportateur. Reste le problème de la preuve, qui a conduit à des schémas un peu plus sophistiqués (voir la contribution de A. Thomas *et al.*). L'avantage d'un tel système réside dans le fait que des fonds importants sont immédiatement disponibles pour appuyer une politique de quarantaine ou d'inspection plus poussée, ou encore pour financer des mesures d'éradication.

Le fonds de solidarité est un instrument associé à une responsabilité partagée : il est alimenté par les pouvoirs publics et par les autres parties prenantes (importateurs, certaines catégories de producteurs locaux…). Il sert à lutter contre les espèces déjà introduites et permet de couvrir partiellement les coûts de campagnes d'éradication et de sensibilisation/communication. Il ne présente en revanche aucun caractère incitatif.

Quant à la taxe sur les plantes ornementales, elle constitue un exemple d'écotaxe ou taxe pigouvienne particulière : son assiette repose sur le secteur du commerce local. Elle intègre le fait que les dommages liés à la naturalisation ou à la propagation de ces espèces proviennent des bénéfices engendrés par le commerce dans ce secteur. Un problème spécifique est posé par la fourniture, de plus en plus fréquente avec le développement de l'internet, de graines et de semences *via* le courrier postal. L'efficacité des mesures de lutte repose donc aussi sur la capacité des autorités à superviser le courrier.

À défaut de moyens techniques et humains adéquats, il convient d'appliquer une taxation « indirecte », par exemple fondée sur le chiffre d'affaires, mais cette méthode risque de créer des distorsions assez pénalisantes.

En ce qui concerne les introductions, chaque politique est déclinée en fonction des vecteurs et voies d'accès associées (taxes sur les importations et quarantaine) et des espèces recherchées (certifications, inspections). À l'inverse, l'instauration d'un fonds de solidarité/responsabilité ou d'une taxe sur les importations ne dépend pas *a priori* de l'espèce. Pour les espèces déjà introduites, les mesures doivent être conduites en fonction des espèces repérées (surveillance, campagnes de sensibilisation). Si l'objectif global de la politique publique consiste à lutter contre de nouvelles invasions, tout en éradiquant ou en s'adaptant aux espèces introduites et établies, la question est alors de réaliser un arbitrage entre politiques « traditionnelles » de prévention (mesures aux frontières, quarantaine…) et nouvelles mesures. En particulier, la probabilité d'invasion peut être significative pour certaines voies d'accès (voir le tableau 8).

Une fois la panoplie de politiques retenues, sur une base de faisabilité technique et juridico-administrative, il faut en évaluer le coût, en moyenne annuelle pour les premières années et selon la formule de la valeur nette actualisée. Ces sommes sont alors comparées aux bénéfices attendus, notamment en termes de préservation de l'écosystème local et des différentes valeurs d'usage. Un paramètre important à considérer est la probabilité de succès : c'est elle qui déterminera au final le dommage évité, au regard du coût des mesures.

Le recueil des données constitue l'un des points clés. Il s'agit de trouver toutes les données nécessaires à la construction de l'indicateur, constitué par le rapport bénéfices sur coûts des politiques envisagées. Elles comprennent les données relatives aux dommages engendrés par les espèces envahissantes (directement évalués ou à défaut à partir de la valeur des ressources naturelles utilisées). La valeur de la biodiversité est sans doute la plus difficile et la plus coûteuse à obtenir, ce qui peut conduire à retenir plusieurs niveaux dans le calcul des dommages (avec ou sans valeur de la biodiversité). Une seconde série de données concerne le coût des politiques. Ce coût doit, entre autres, intégrer l'impact sur le consommateur final, dans le cas où de nouveaux instruments sont mis en place (écotaxes, fonds de solidarité…).

La répercussion des coûts est variable selon les instruments utilisés. Concernant les écotaxes, ceux-ci sont principalement supportés par le consommateur final, le coût direct pour les pouvoirs publics étant très limité. En ce qui concerne les politiques d'inspection et de quarantaine, des investissements importants seraient à attendre en Nouvelle-Calédonie, en termes d'équipements mais aussi, et surtout, de formation des personnels. Il est plus aisé de chiffrer les variations de coût attendues de l'instauration d'une politique étendue (cas des mesures avant ou à la frontière). Par ailleurs, étant donné l'importance prise par la voie d'accès postale, il faudrait consentir un investissement important dans la détection (rayons X, formation de personnel). Quant aux particuliers, plus difficilement contrôlables, leur contribution doit s'appuyer sur une détection à l'arrivée des courriers, suivie d'une vérification des déclarations d'importation dans le pays.

Forces et faiblesses de l'analyse coûts/bénéfices

L'analyse coûts/bénéfices est la seule approche théoriquement fondée (eu égard à la théorie de la décision en information limitée ou imparfaite) car elle incite à rechercher toutes les informations scientifiques disponibles afin d'améliorer les outils d'aide à la décision. Reste que cette méthode a les défauts de ses qualités. L'un des problèmes tient à la nécessité de fournir une distribution réaliste des événements que les politiques publiques cherchent à contrôler. En particulier, la probabilité de réussite d'une politique de contrôle peut être surestimée dans l'analyse, ce qui conduirait alors à des ratios bénéfices/coûts exagérément élevés. Certes, l'ACB est intéressante par son caractère *a priori* exhaustif, mais elle conduit rarement, en pratique, à des prédictions fiables et robustes en terme de choix public. Elle est notamment très exigeante en termes de données (voir l'encadré).

Mais la difficulté la plus sérieuse concerne la fiabilité de cette analyse dans l'évaluation des bénéfices environnementaux, qui porte sur des biens non marchands et ne font généralement l'objet d'aucune transaction monétaire (voir en détail dans la contribution de E. Gozlan *et al.*). Une solution consiste à se fonder, si c'est possible, sur la valeur de biens associés, et qui eux ont une valeur marchande : identification des préférences par révélation, ou approche dite des préférences révélées. En l'absence de tels repères, on peut utiliser des techniques d'enquête auprès d'une population de

Liste non exhaustive des données nécessaires pour l'analyse d'une seule espèce envahissante et d'une seule politique de lutte

– Valeur actuelle moyenne de la biodiversité sur le territoire.

– Valorisation économique des ressources naturelles par l'agriculture, le commerce et l'industrie.

– Valorisation des ressources existantes par le tourisme.

– Proportions géographiques des zones et territoires potentiellement touchés par l'invasion biologique.

– Proportion des valorisations ci-dessus subissant une perte liée à l'invasion (ou probabilité d'invasion).

– Coûts fixes associés à la politique (investissement en bâtiments et autres facteurs fixes, formation et éducation).

– Coûts variables (personnel, consommations intermédiaires) liés à la politique.

– Données nécessaires pour évaluer les effets marchands (demande des ménages et des industriels, flux de commerce international, autres produits substituts…).

– Probabilité de succès de la politique.

– Taux d'actualisation à utiliser pour calculer la valeur nette actualisée des bénéfices et des coûts.

– Coefficients de pondération à utiliser dans le calcul de la somme des bénéfices sur différentes catégories d'acteurs (populations rurales ou urbaines, industriels, importateurs…).

consommateurs. On leur demande de se placer dans une situation fictive d'usage (avec prix et coûts d'usage). La réalisation de ce type d'« étude de marché » fictive donne lieu à la méthode d'identification dite des préférences déclarées. Un protocole relativement consensuel a été adopté au plan international pour ces enquêtes (*Panel NOAA Guidelines*, 1993).

Troisième difficulté : le concept même de bénéfices environnementaux. La critique porte sur le fait que l'analyse coûts/bénéfices porte sur des biens non marchands. D'autres critiques reprochent à l'ACB de ne pas prendre en compte l'intérêt des générations futures. Mais il est surtout avancé que les raisons propres à motiver les politiques environnementales sont difficilement

quantifiables : les considérations éthiques, psychologiques, voire religieuses, n'ont guère d'équivalent monétaire. En outre, se reposer sur une évaluation des préférences de la société ne serait pas toujours le meilleur moyen de garantir le respect de ces considérations. Enfin, certains auteurs reprochent à l'ACB son incapacité à intégrer les aspects de redistribution associés aux politiques publiques, une critique toutefois relativement peu fondée.

Un dernier point donne lieu à débat, loin d'être clos, entre économistes : la conceptualisation et l'évaluation des valeurs de non-usage. De nombreux auteurs mettent en doute l'existence même de telles valeurs, ou du moins le caractère significatif des valeurs attribuées. Leur valeur d'existence ne devrait donc se concevoir qu'au travers de leur usage par les générations futures : c'est parce que les ressources pourraient être valorisées dans le futur qu'elles ont une valeur d'existence aujourd'hui. Dans la littérature économique appliquée, les valeurs de non-usage ou d'existence sont en général traitées sous la forme d'une utilisation de ressources naturelles non encore profitables, mais qui pourraient le devenir si les conditions de marché se montraient favorables.

Quelles méthodes alternatives ?

Dans la pratique, la question est le plus souvent d'effectuer un arbitrage entre une méthode satisfaisante, mais très exigeante en termes de données (ACB), et une méthode plus robuste. L'objectif est en effet de fournir un critère de décision le moins tributaire possible du degré d'imprécision des méthodes. Autrement dit, si les estimations utilisées dans l'ACB sont trop peu précises, on peut être amené à considérer des critères plus restrictifs mais sollicitant moins de données.

L'une des méthodes alternatives s'appuie sur le principe de précaution (Déclaration de Rio de 1992), qui définit un cadre de conduite à tenir en cas d'activité menaçante pour l'environnement. Au terme de ce principe, il est recommandé de ne pas attendre la preuve scientifiquement établie des liens de cause à effet ou de l'étendue des dommages pour prendre des mesures de prévention. Ce principe est donc parfois assimilé à la recherche du risque zéro, ce qui le rendrait alors incompatible avec la croissance économique et celle du bien-être des sociétés, tributaires en partie des

innovations et de leur diffusion. Une vision moins restrictive consiste à sélectionner les décisions réversibles ou susceptibles d'être corrigées dans le futur. Il convient alors d'introduire une notion importante dans les modèles dynamiques avec incertitude, celle de valeur dite d'option (voir la contribution d'E. Gozlan *et al.*). Cette dernière est interprétée comme la différence entre valeur actualisée espérée, suite à une prise de décision après résolution d'une incertitude, et valeur actualisée *ex ante*, en situation d'incertitude.

En pratique, le principe de précaution devrait donc conduire à arbitrer entre deux risques : celui de prendre des décisions trop tardives (conduisant alors à des dommages éventuels très importants), et celui de prendre des décisions trop hâtives (d'où un frein important à la croissance économique). Le débat entre partisans et adversaires des approches ACB *vs* principe de précaution n'est pas clos. Les partisans de la première semblent privilégier l'hypothèse selon laquelle les risques catastrophiques (changement climatique…) restent très improbables, et que les sociétés ont le temps de s'y préparer. Ses détracteurs estiment qu'en l'absence de probabilités fiables à associer aux différents scénarios, il est impossible de calculer des dommages espérés. Un compromis relatif se dégage selon lequel le principe de précaution peut être suffisamment tempéré pour correspondre à une extension de l'ACB, dans laquelle l'aversion au risque serait prise en compte.

Une autre méthode, l'analyse coût-efficacité (*Cost-Efficiency*), conduit à considérer l'objectif environnemental à atteindre comme donnée exogène, contrairement à l'analyse ACB. À l'inverse de cette dernière, qui suppose connus les coûts des politiques pour des bénéfices incertains, l'approche coût-efficacité suppose que la flexibilité provient des coûts, pour un bénéfice futur prédéterminé. Un exemple de cette approche concerne l'objectif de réduire les émissions de gaz à effet de serre (Protocole de Kyoto). Selon les cas, cette approche peut s'avérer être plus robuste que l'ACB, notamment lorsque les bénéfices espérés d'un ensemble de mesures sont mal connus. Une dernière catégorie d'approches, fondée sur la recherche d'un risque minimum, s'intéresse aux événements extrêmes dans la distribution de probabilité liée aux risques étudiés (voir la contribution d'E. Gozlan *et al.*). Typiquement, la stratégie « sécurité d'abord » (*Safety First*) consiste à déterminer la politique minimisant la probabilité d'un événement défavorable.

Quelle(s) méthode(s) pour les espèces envahissantes ?

L'incertitude, dans le cas des espèces envahissantes, porte moins sur la possibilité d'occurrence d'un dommage que sur son étendue et sur l'efficacité des mesures préventives envisagées. L'ACB peut fournir un cadre transparent et objectif. En tant que principe, cette méthode a été largement adoptée comme guide pour la prise de décisions d'ordre phytosanitaires. Elle constitue un élément de gestion des risques à part entière dans les recommandations du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), aux États-Unis et en Australie. De son côté, le *New Zealand Biosecurity Act* de 1993 décrit le déroulement d'une ACB appliquée aux décisions de quarantaine. Enfin, les réglementations européennes la recommandent comme approche pour les décisions concernant les dommages sur la biodiversité (*European Commission*, 2000). Le principe de l'ACB est tout à fait compatible avec l'utilisation de listes blanches (ou noires).

En cas de données insuffisantes, plusieurs alternatives pratiques, mais respectueuses de la philosophie de l'ACB, sont envisageables. Le livre blanc sur la responsabilité environnementale propose en particulier d'utiliser un critère de « raisonnabilité ». Celui-ci a pour fonction de rendre compte d'un consensus subjectif sur le caractère raisonnable de gérer un risque, au regard de ce que l'on connaît du problème. Un tel critère est bien adapté lorsqu'une décision rapide s'impose pour éviter un envahissement au-delà du contrôlable. Cette démarche s'apparente à une approche de précaution, la prévention étant généralement moins coûteuse que la réparation. La question de l'allocation optimale d'un budget limité entre mesures de prévention et mesures de contrôle post-introduction n'est cependant pas triviale et constitue en elle-même un autre dilemme pour le régulateur public (voir la contribution d'E. Gozlan *et al.*).

Quoi qu'il en soit, la recherche d'une stratégie optimale de prévention et de lutte contre les espèces envahissantes ne saurait se résumer à un problème de disponibilité des données. Par exemple, la simplicité de la formulation du principe de l'ACB (du moins dans sa version la plus élémentaire) masque une hypothèse de pondération uniforme des différents groupes d'intérêt, ce qui sous-entend que le décideur public est indifférent à leur position relative. Il s'agit déjà d'une hypothèse sur ses préférences. L'ACB vise en effet à classer les différentes politiques de lutte envisageables, qu'elles soient privilégiées ou

non par les décideurs (il s'agit d'un critère positif et non normatif). Quant aux stratégies alternatives évoquées précédemment, elles intègrent des préférences plus sophistiquées des décideurs publics. En fait, chaque stratégie reflète les préférences implicites (ou explicites) des pouvoirs publics.

En Nouvelle-Calédonie, l'éventail des politiques ou mesures envisagées reste limité : une politique de quarantaine à redéfinir avec l'établissement de listes blanches ou noires, des voies d'inspection (containers, poste), des écotaxes. Si l'objectif est de limiter les risques liés à une application ou à un contrôle insuffisant, une approche *Safety First* devrait être utilisée. Dans ce cas, les jardineries et pépiniéristes seront sans doute les plus affectés. Par exemple, une liste blanche d'espèces dont l'importation est autorisée revient à interdire de fait toutes celles dont l'innocuité n'est pas avérée. Les coûts de la précaution sont alors supportés par les secteurs susceptibles de tirer profit de leur introduction, sans qu'une analyse ACB ait légitimé les pertes économiques induites. Un argument en faveur de cette approche serait d'amener les parties prenantes à s'impliquer dans la production des données manquantes. Si, à l'inverse, les préférences des Pouvoirs publics sont en faveur d'un bénéfice total non-pondéré le plus élevé possible, une politique de répartition des coûts plus diffuse sera éventuellement préférée (tourisme, importations générales), au prix d'une incertitude plus forte sur les bénéfices réels de la politique.

Enfin, il est clair que le caractère d'urgence doit être le facteur décisif. Si les pouvoirs publics néo-calédoniens veulent lutter efficacement, au regard de l'utilisation des fonds publics, contre les espèces envahissantes d'ores et déjà répertoriées selon leur degré de dangerosité, alors il leur faut attendre plus d'informations scientifiques. En d'autres termes, une analyse coûts/bénéfices digne de ce nom exige un temps qui peut ou non être qualifié de précieux. De plus, le phénomène de « latence » dans la propagation de l'espèce, mentionné plus haut, rend parfois plus difficile l'identification de l'introduction à combattre. Si, à l'inverse, la situation est jugée suffisamment urgente pour que le principe de précaution s'applique, des critères comme ceux présentés plus haut permettront d'évaluer la pertinence de politiques entreprises à court terme, sur la base d'une information scientifique limitée. Certes moins efficaces à terme, ces dernières mesures permettront de ne pas voir s'accroître la probabilité d'une catastrophe écologique liée à l'irréversibilité des conséquences d'invasions.

Quelles stratégies de lutte ?

En dépit des moyens souvent considérables engagés pour lutter contre une espèce envahissante, le succès est loin d'être assuré, qu'il s'agisse de lutte mécanique, chimique, biologique ou écologique (c'est-à-dire une gestion globale des écosystèmes favorisant les espèces endémiques et défavorisant les espèces envahissantes comme la lutte contre le feu). Autant dire que la meilleure des protections contre de tels organismes reste sans conteste la prévention. Celle-ci peut se faire de diverses manières. La prévention la plus radicale consiste, au minimum, à exercer un contrôle rigoureux aux points d'accès sur le territoire, afin d'éviter toute introduction d'espèces déjà connues ailleurs pour leur pouvoir envahissant. Au cas où l'une d'entre elles serait déjà introduite, sans que l'on connaisse toutefois ses possibilités de nuisance, il faut en surveiller de près l'évolution et la dissémination éventuelle.

L'une des difficultés rencontrées réside dans le fait que l'on ne dispose d'aucune description générique qui permettrait de caractériser biologiquement, à coup sûr, les espèces envahissantes, et donc de véritablement anticiper. Cependant, des corrélations plausibles établies entre le potentiel invasif et tel ou tel caractère légitiment la prudence. Au-delà de leur capacité à s'adapter aux perturbations du milieu où elles s'installent, les espèces envahissantes ne manifestent leur pouvoir d'invasion que sur le terrain. La prise en compte du problème, une fois l'invasion avérée, conduit à des situations dramatiques au plan de la biodiversité mais aussi au plan économique. Les coûts d'éradication sont alors énormes, et parfois sans commune mesure avec la taille de la surface affectée.

De la détection à la surveillance

Plus la détection est précoce, moins le contrôle ou l'éradication seront coûteux. Une fois une espèce introduite, on est souvent réduit à adopter une stratégie défensive (contrôle), souvent très onéreuse. Notons que la présence

d'une espèce nuisible déjà détectée ne doit pas modifier les règles de quarantaine. En effet, la variabilité générale au sein d'une même espèce pourrait faire apparaître des variétés nouvelles encore plus nuisibles. Il est cependant illusoire d'espérer détecter tous les organismes nuisibles sur l'intégralité du territoire. La détection doit être ciblée, en se fondant notamment sur des listes de référence (comme celle de l'UICN, ou d'autres). Elle doit aussi s'appuyer sur une meilleure coopération entre les secteurs public et privé. Par exemple, en Australie, des « plans de biosécurité industrielle » ont été mis en place. Pour chaque espèce nuisible et menaçante identifiée, ces plans détaillent les différentes étapes de la conduite à tenir, jusqu'aux protocoles de quarantaine, de contrôle des mouvements et d'éradication.

La détection aux points d'entrée et sur les voies et sites d'acheminement à l'intérieur des frontières est déterminante. Cela suppose un personnel qualifié, et là encore, une coopération entre le public et le privé. En Australie toujours, les coûts sont partagés, ce qui incite les exploitants à réagir rapidement. La vigilance doit être particulièrement soutenue dans les zones de forte densité de population, de même qu'il est utile de mutualiser les efforts au plan régional. Il faut, en outre, sensibiliser les acteurs concernés. C'est ainsi que près de 75 % des nouveaux taxons naturalisés sur le sol australien sont le fait d'introductions volontaires (dans un but ornemental généralement), ce qui impose d'informer les associations horticoles et botaniques. La détection des invertébrés, le plus souvent introduits de manière accidentelle, peut se faire sur la base des listes d'espèces nuisibles existantes. Pour les arthropodes, diverses techniques de piégeage semblent efficaces. Quant à la détection des nouvelles maladies, elle suppose l'existence de réseaux régionaux capables de promouvoir une prise de conscience des populations et des acteurs économiques concernés.

Plus généralement, la sensibilisation par la diffusion d'images des espèces suspectées, par exemple sous forme de posters, est relativement efficace. De telles images et diverses informations sur ces organismes nuisibles sont disponibles en ligne *via* l'internet dans diverses bases de données (voir la contribution de A. Sheppard *et al.*). L'Australie, la Nouvelle-Zélande et l'Afrique du Sud ont été des pionniers en matière de programmes d'éducation du public destinés à favoriser l'alerte précoce de la présence d'espèces à haut risque. Les Français ont, pour leur part, mis au point un système simple d'identification des végétaux en ligne.

En ce qui concerne la surveillance active, il est utile de faire le point sur l'état des connaissances relatives aux organismes potentiellement nuisibles concernés (biologie, épidémiologie…). Étant donné qu'une faible proportion des espèces allochtones introduites se traduit à terme par un envahissement (voir la règle dite des 3 x 10 dans l'introduction), il faut hiérarchiser les priorités. C'est l'objectif d'un système de surveillance. Pour la plupart des introductions d'invertébrés et de maladies, les stratégies d'éradication, ou du moins de confinement, devraient être quasi immédiates. Pour les végétaux, les réactions sont généralement moins rapides, leur phase d'établissement et de naturalisation étant souvent beaucoup plus lente. Mais, ce type de gestion est préjudiciable car, à terme, les pertes économiques liées aux végétaux sont nettement plus élevées.

L'exemple des végétaux éclaire sur certaines des règles que doivent respecter les systèmes d'évaluation interne, les décisions ayant tendance à être prises à un niveau de plus en plus local. Ces systèmes sont calqués sur les systèmes d'évaluation aux frontières. Le choix de l'un d'entre eux doit prendre en compte le stade d'extension de tous les nuisibles comparés, leurs impacts sur les systèmes affectés, les avantages (et les bénéficiaires) potentiels des efforts de contrôle, et la qualité des informations disponibles (voir le tableau 11). Ces facteurs varient d'un pays à l'autre. En outre, plusieurs systèmes sont parfois utilisés simultanément dans un même pays. Un système unique, applicable à grande échelle, ne peut être recommandé avant que les objectifs ne soient clairement déterminés (voir la contribution de A. Sheppard *et al.*).

Les facteurs à prendre en compte pour surveiller une espèce sont de diverses natures. Il est intéressant de se référer au comportement d'espèces du même groupe que celle détectée quand ces informations existent. Il est par ailleurs souhaitable de disposer d'une estimation approximative du taux d'extension de l'espèce (facteur déterminant pour la décision éventuelle d'une stratégie d'éradication). Un autre facteur concerne ses caractéristiques biologiques, lorsque certaines se sont révélées ailleurs propices à l'envahissement. Le moment de la détection, le mode et la vitesse de reproduction et le potentiel de dispersion sont également autant de facteurs à considérer. Un autre paramètre important concerne le climat qui peut éventuellement constituer une barrière pour des espèces végétales importées de latitudes différentes. Le comportement de la population joue aussi un rôle

Tableau 11 – Les principaux systèmes utilisés pour l'évaluation interne des risques liés aux végétaux et pour l'établissement de priorités

Auteur(s)	Approche
Champion et Clayton (2001)	*Scores for plants ecology, biology, and weediness of aquatic weeds*
Esler *et al.* (1993)	*Sums scores for ability to succeed with a score for weediness*
Hiebert (1997)	*Weighs relative impact against ease of control and cost of delay*
Randall (2000)	*Scores for invasiveness/ impacts/ potential distribution/invasion stage*
Tucker et Richardson (1995)	*Models attributes of species and matches them with environment*
Timmins et Owen (2001)	*Explicit weed-led approach cf. site-led. Considers value of area potentially impacted*
Virtue *et al.* (2000)	*Multiplies scores for invasiveness, impacts, and distribution (current and potential)*
Wainger et King (2001)	*Relates likelihood of damage/defined functions of landscape/and the scale of threat to appropriate response*

important, spécialement lorsque l'espèce, bien que nuisible, semble utile pour divers secteurs d'activités. Enfin, le choix des priorités doit s'appuyer sur une évaluation des impacts potentiels, qui peut se faire à partir de données historiques dans d'autres régions.

Pour établir les priorités, c'est-à-dire identifier les premières espèces devant faire l'objet d'une surveillance, on utilise un système de notation, lui aussi analogue à ce qui se pratique pour la surveillance aux frontières. Les systèmes de classement diffèrent au regard des informations nécessaires et de la structure de leurs règles internes, les plus simples consistant à affecter des valeurs numériques à un certain nombre de critères[2].

[2] voir par exemple : http://www.affa.gov.au/image3/market_access/biosecurity/animal/wraman1.gif

De l'intérêt d'une détection précoce : la fourmi de feu en Australie

C'est en février 2001 que la fourmi de feu (ou Rifa, pour *Red Imported Fire Ant*) est découverte en Australie, à Fishermans Island, près de Brisbane (40 000 ha sont alors infestés). Dès 1989, elle avait été déclarée « espèce nuisible » au terme du *Plant Protection Act*. Aujourd'hui, elle fait l'objet d'une déclaration obligatoire. En septembre 2001, un centre de contrôle de la fourmi de feu se met en place tandis qu'est lancé un grand programme d'éradication financé à l'échelon national. Ce dernier est mis en place par le *Queensland Department of Primary Industries and Fisheries*, avec le soutien du *Agricultural Resource Management Council of Australia and New Zealand*. La première campagne d'éradication au sol se déroule en octobre 2001. Six mois plus tard, une réglementation est instaurée pour restreindre les mouvements de matériaux susceptibles de favoriser la propagation de la Rifa. Ces initiatives sont accompagnées par des campagnes massives de prise de conscience et de formation du public. En avril 2004, le programme est doté d'un complément de 37,5 millions de $ australiens afin de prolonger d'un an la campagne d'éradication et de traiter une nouvelle zone. Le budget total pour une période de six ans atteint donc 175,4 millions de $ australiens.

Les nuisances imputables à la fourmi de feu sont très nombreuses et variées sur les animaux, la santé humaine, les infrastructures industrielles, l'activité agrigole et horticole… (voir la contribution de H. Jourdan). Une analyse coût/bénéfice avait été entreprise par l'*Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics* en 2001 pour évaluer l'intérêt du programme d'éradication. Cette analyse a montré que le coût pour la société atteindrait les 8,9 milliards de dollars australiens au cours des trente prochaines années, si la fourmi n'était pas contrôlée. Le rapport bénéfice/coût du programme serait lui de 25/1 (estimation fondée sur le montant de 124 millions de dollars australiens du programme d'éradication sur cinq ans).

En cas de laisser-faire, les fourmis de feu coloniseraient entre 600 000 km^2 et 4 millions de km^2 d'ici 2035, selon les estimations. On pense qu'elles étaient déjà présentes depuis au moins dix ans lors de leur détection. Le délai de détection explique leur propagation depuis le Sud-Est du Queensland. Aujourd'hui, le traitement porte sur des sites limités couvrant 30 000 ha, la surveillance se poursuivant ailleurs. Quant à la question de l'éradication totale, nul n'est en mesure à ce jour d'en prévoir l'échéance.

L'efficacité de la surveillance réside dans l'apport de paramètres quantitatifs après détection. C'est ainsi que sur l'île de Maui (Hawaii), un projet de détection précoce a été mis en œuvre dans le cadre d'une coopération entre l'USGS (*US Geological Survey*) et le MISC (*Maui Invasive Species Committee*). Ce projet a permis de dresser la liste d'une centaine de végétaux potentiellement envahissants, sur la base des espèces invasives connues sur d'autres îles hawaïennes et des végétaux cultivés localement mais connus pour être envahissants ailleurs. Le travail s'est traduit par l'inspection de près de 2 000 km de routes et de plus de 16 000 enregistrements pour les espèces cibles. Pour 79 espèces, quelques 1 000 sites hors routes ont été ajoutés grâce à l'aide de botanistes de terrain. Cette action a constitué un point de départ essentiel des efforts d'éradication du MISC.

Par ailleurs, il est intéressant de signaler la nouvelle approche en cours d'expérimentation en Australie. Cette approche, dite par « sites sentinelles », consiste à sélectionner des zones urbaines et des parcs nationaux investis par un grand nombre de végétaux étrangers, dont la plupart sont potentiellement envahissants. Des évaluations de densité et de biomasse ont été réalisées, puis reproduites trois ans plus tard, afin de classer les espèces en fonction de l'évolution de ces paramètres. D'une manière générale, les efforts déployés par ce pays en matière d'évaluations ont permis une augmentation du taux de détection. L'enjeu est fondamental car la détection précoce permet de mettre rapidement en œuvre des stratégies d'éradication ou de confinement, et donc de réduire les pertes économiques et les effets environnementaux (voir l'encadré).

L'ÉRADICATION, SUCCÈS ET ÉCHECS

La question de l'éradication est extrêmement controversée. Certains estiment qu'elle est rarement faisable, qu'elle se traduit souvent par des coûts exorbitants et qu'elle peut entraîner des dommages substantiels sur des organismes non ciblés. Pour d'autres, le choix éradication *vs* contrôle s'apparente à un choix de « paiement comptant » *vs* « paiement échelonné ». Le contrôle serait alors une mauvaise affaire car il impliquerait une mobilisation de fonds publics sur une durée très longue et sans échéance fixée à l'avance. Selon ces derniers, si l'éradication est engagée suffisamment tôt, elle a toutes les chances de réussir, le contrôle qui doit suivre ne se résumant alors qu'à une surveillance de routine. Reste que les objections peuvent être

si importantes (problème des effets « collatéraux ») qu'il faut une intervention gouvernementale.

Quand éradiquer alors ? Aucun doute que la détection précoce d'une espèce envahissante est déterminante. Certains auteurs avancent un critère de surface maximale infestée. Le logarithme du coût augmenterait en effet linéairement et rapidement avec le logarithme de la mesure de cette surface. Par exemple, en Californie, il semble que sur 50 infestations de 16 végétaux nuisibles, peu de projets d'éradication aient été couronnés de succès si les zones concernées s'étendaient sur plus de 1 000 ha (cette limite supérieure étant toutefois contestée par d'autres auteurs). Six critères ont récemment été proposés qui conditionneraient le succès d'une éradication (voir l'encadré).

Divers caractères peuvent en outre faciliter le travail : il est plus aisé de trouver des mammifères de grande taille que de petits insectes ; il en va de même pour les végétaux. Dans le groupe des végétaux toutefois, certaines caractéristiques biologiques (taux de reproduction élevé, banque de graines dormantes…) constituent un inconvénient majeur. Dans tous les cas, l'analyse scientifique des résultats doit donc être encouragée, de telle sorte que les choix relèvent de critères scientifiques plus que politiques. Les gouvernements ont en effet tendance à privilégier des programmes d'éradication, et à les poursuivre même si l'éradication complète apparaît comme impossible, pour des raisons qui échappent à la rationalité scientifique.

Les six facteurs de succès d'une éradication (d'après Myers *et al.*, 2000)

– Des ressources suffisantes pour financer un programme jusqu'à son terme (elles peuvent être très élevées pour des dégâts déjà étendus).

– Une autorité claire, nécessaire pour autoriser une personne ou une administration à prendre toutes les mesures nécessaires, y compris l'accès aux terres privées.

– Une approche biologique permettant de décider des espèces susceptibles d'être traitées ainsi (capacité de dispersion, modes de reproduction, données historiques…).

– Une vigilance sur tout risque de ré-invasion.

– La possibilité de détecter l'organisme nuisible à des densités faibles.

– Une vigilance par rapport à toute réaction négative des écosystèmes (augmentation explosive éventuelle d'une autre espèce nuisible…).

Au plan économique, l'équation n'est pas simple. On observe fréquemment que le coût d'une élimination à 99 % d'une population-cible est inférieur au coût engendré par les efforts d'une élimination totale (voir la contribution de A. Sheppard *et al.*). Du coup, les administrations ont tendance à réduire leurs financements. Cette situation s'est par exemple présentée pour la gestion de l'hydrille (*Hydrilla verticillata*), en Floride. Dans l'idéal, il faudrait préalablement réaliser une analyse complète du rapport bénéfices sur coût avant d'adopter un choix d'éradication.

Ces analyses sont cependant complexes dans le domaine des ressources naturelles (voir p. 70). Dans le cas des invasions en particulier, il est difficile de prévoir leur trajectoire, mais aussi les effets des différentes mesures de gestion. En 2004, un modèle conceptuel adapté aux écosystèmes agricoles et naturels a été proposé. Il prend en compte le taux intrinsèque d'extension de l'aire de répartition de l'envahisseur, le coût par unité de surface du contrôle de l'invasion, et les dommages par unité de surface causés par l'invasion. Il identifie un seuil (à déterminer) au-delà duquel l'aire colonisée est trop importante pour autoriser une tentative d'éradication. De telles analyses économiques devraient toutefois inclure le risque d'extension à d'autres zones.

Il reste que le contexte insulaire, notamment celui des petites îles, plaide en faveur des techniques d'éradication. De nombreux succès ont de fait été enregistrés dans diverses îles de la planète. En ce qui concerne les végétaux, les exemples d'éradications les plus réussies dans les îles du Pacifique sont liés à une détection précoce et rapide. Parmi les espèces éradiquées, figurent l'arbre ombrelle de Palau (*Schefflera actinophylla*), l'*Antigonon leptopus* de Niue, un arbre calebasse (*Coccinia grandis*), l'épine de Jérusalem (*Parkinsonia aculeata*) et le *Pennisetum setaceum* d'Hawaii. D'autres succès ont également été obtenus en Nouvelle-Zélande. Par exemple, des rongeurs commensaux (rat du Pacifique, rat surmulot, rat noir) ont été éliminés de plus de 90 îles au cours des quarante dernières années (voir les autres exemples dans la contribution de A. Sheppard *et al.*).

Certaines tentatives se soldent néanmoins par un succès mitigé, voire un échec. C'est le cas emblématique de la crupine commune (*Crupina vulgaris*) qui avait été détectée pour la première fois sur une zone de 18 ha, dans l'Idaho, en 1969. Douze ans plus tard, elle était établie sur 9 000 ha, et elle était classée nuisible au niveau fédéral. Une étude de faisabilité de son éradication a été lancée, qui a abouti à la conclusion d'une éradication

envisageable. Le groupe mixte de planification du projet, constitué au niveau fédératif et étatique, ne s'est pas constitué avant 1991. La crupine commune avait alors atteint les États de Californie, d'Oregon et de Washington, et couvrait 25 000 ha. On peut se demander si une intervention dès les années 1970 n'aurait pas apporté une solution immédiate. En outre, ce groupe s'est finalement prononcé contre une action immédiate au motif que l'herbicide préconisé aurait des effets négatifs sur le saumon. D'autres échecs concernent la fourmi de feu dans le sud-est des États-Unis, par exemple, ou la chondrille effilée (*Chondrilla juncea*) dans l'État d'Australie occidentale.

Quelles alternatives à l'éradication ? Il y en aurait trois, selon Judith H. Myers : ralentir l'extension de l'espèce par le confinement, la maintenir à un niveau de densité tolérable, et utiliser le contrôle biologique. La première laisse la porte ouverte à l'émergence de moyens imprévus (meilleur pesticide, modification génétique…). La seconde implique de recourir aux trois modes de contrôle classique (mécanique, chimique, biologique). Quant au contrôle biologique, il a connu des succès comme des échecs. Les précautions prises actuellement, fondées sur des connaissances scientifiques pertinentes, semblent garantir un rôle clé de ces techniques à l'avenir. En tout état de cause, il n'existe pas de solution simple pour répondre à un problème d'envahissement. Même en cas de succès d'une éradication, il se peut qu'une autre espèce allochtone, dont la dissémination était freinée par l'espèce éradiquée, se mette à se multiplier très rapidement.

Quel dispositif de biosécurité ?

Dans une période où le concept de préservation se heurte à celui de progrès, au sens que le siècle dernier a donné à ce terme, l'impact des espèces envahissantes apparaît comme de plus en plus intolérable, notamment pour les milieux insulaires. Le monde vit en effet un tournant dans sa perception et sa gestion de ce risque. Avec la mondialisation des échanges, les systèmes de biosécurité internationaux, mais aussi nationaux, montrent des faiblesses dans leur capacité à stopper ces organismes nuisibles et suscitent un certain nombre de critiques. En particulier, certains auteurs invoquent les limites de systèmes uniquement focalisés sur les risques associés à l'introduction des espèces. Il faudrait, selon eux, pouvoir rendre compte des motivations de ces introductions et envisager les solutions possibles pour y répondre.

Ce n'est que très récemment que les risques non agricoles ont été pris en compte, les dommages subis par la biodiversité et les milieux naturels ayant jusqu'alors reçu peu d'attention. À cet égard, le principe de précaution devrait peser de plus en plus lourd à l'avenir, comme le recommande d'ailleurs la Convention sur la diversité biologique (CDB). À l'heure actuelle, l'Organisation mondiale du commerce (OMC) doit respecter l'accord d'application des mesures sanitaires et phytosanitaires (SPS) définies par la Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV). Des réunions internationales se sont tenues il y a peu pour favoriser la coopération entre la CIPV et la CDB. Il faut noter également que la prise en compte des espèces envahissantes relève de la même logique que celle des risques phytosanitaires, qui consistent toutes les deux à lutter contre l'introduction et l'établissement d'un organisme étranger.

Risques phytosanitaires sous l'angle international et national

À ce jour, aucun principe scientifique ni aucune procédure fiable ne permettent de prévoir le pouvoir d'envahissement d'une espèce dans une nouvelle zone géographique. En revanche, pour chaque organisme, des données comportementales sont susceptibles d'être recueillies à partir d'informations

provenant d'autres régions, si tant est qu'elles existent. En particulier, le fait qu'un végétal ait envahi un environnement similaire à celui de la Nouvelle-Calédonie, dans un autre pays, peut laisser penser qu'il a toute les potentialités pour s'établir et se disséminer sur cet archipel. Cela est également vrai des arthropodes et des pathogènes, si les végétaux qui assurent leur survie sont présents en Nouvelle-Calédonie. Cet aspect souligne pour le moins l'importance du travail bibliographique à réaliser en cas de doute ou d'alerte. Toujours est-il que la mise en œuvre d'instruments performants pour évaluer au mieux l'ampleur du risque potentiel reste le passage obligé.

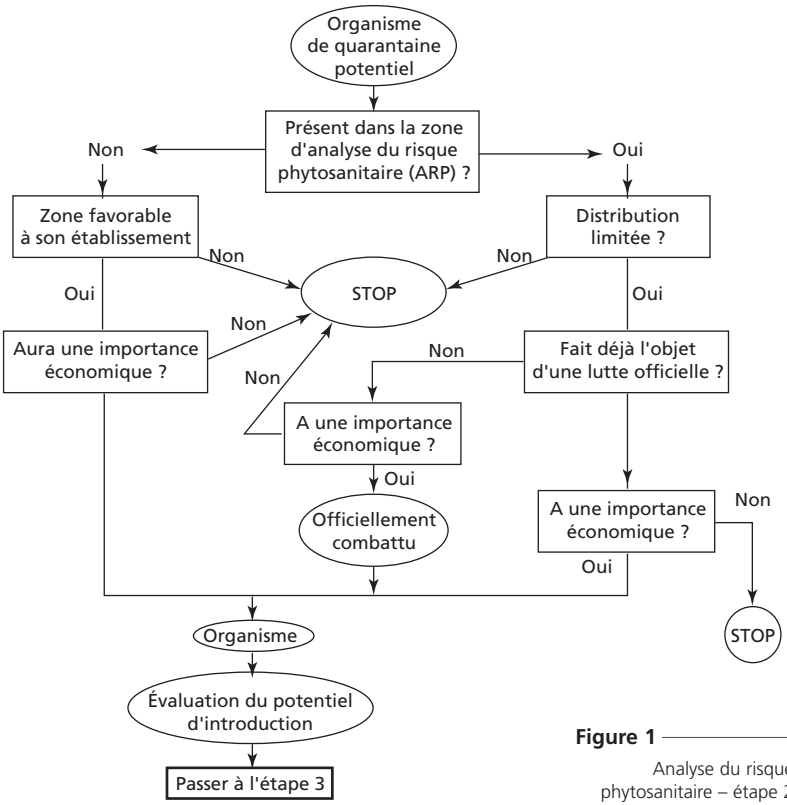


Figure 1
Analyse du risque phytosanitaire – étape 2

L'évaluation du risque phytosanitaire et la détermination du niveau approprié de protection sont encadrées par les directives d'analyse du risque phytosanitaire (ARP) de la CIPV. Cette analyse doit respecter les Normes internationales de mesures phytosanitaires (NIMP) et se dérouler en trois étapes :

■ la première étape consiste à identifier l'organisme nuisible et/ou les filières propices à l'introduction ou à la dissémination d'un organisme de quarantaine ;

■ au cours de la seconde étape, schématisée par un diagramme (voir la figure 1), on évalue le risque (probabilités d'entrée, d'établissement et de dissémination, importance économique) ;

■ la troisième étape concerne la gestion du risque phytosanitaire identifié à l'étape précédente.

L'objectif est d'apporter la preuve, sur la base d'arguments biologiques ou d'autres arguments de nature scientifique ou économique, qu'un organisme soit réglementé. Il s'agit également de définir la nature des mesures phytosanitaires à prendre. Au plan national, les législations de protection des végétaux et de protection de l'environnement doivent se conformer aux obligations internationales. Plusieurs approches sont possibles. L'une postule « l'innocence jusqu'à preuve du contraire », c'est l'approche par liste noire. La CIPV et la majorité des pays définissent une liste (actualisée) d'organismes nuisibles formellement interdits à l'importation, sans même l'application d'une quarantaine. Toute espèce qui n'y figure pas peut être importée, sous réserve qu'elle n'héberge pas une espèce interdite. Cela n'empêche pas de procéder à une analyse de risque si l'une d'entre elles est perçue comme potentiellement nuisible. Notons que la « présomption d'innocence » est violemment remise en cause par certains scientifiques, comme l'écologiste américain D. Simberloff, qui récuse par exemple le primat du libre-échange aux États-Unis, aux dépens des préoccupations environnementales. Une autre approche est adoptée dans les pays gravement atteints, comme l'Australie et la Nouvelle-Zélande : l'approche par liste blanche, ou « coupable jusqu'à preuve du contraire ». Une espèce qui n'y figurerait pas doit obligatoirement faire l'objet d'une analyse phytosanitaire. Cette approche est recommandée dans la nouvelle stratégie européenne sur les espèces allochtones envahissantes.

L'évaluation du risque lié aux adventices concerne essentiellement les deux premières étapes de l'évaluation du risque phytosanitaire : l'organisme est-il susceptible d'une quarantaine, ou du moins d'une réglementation ?

Cette évaluation se fait selon la procédure du *Weed Risk Assessment* (WRA), développée à l'origine en Australie. Ce système a été conçu de manière à répondre à des exigences d'efficacité, de transparence, de temps et d'argent. Il se présente sous forme d'un questionnaire assorti d'une feuille de notation (49 questions sur l'histoire et la biogéographie, le climat et la répartition, la biologie et l'écologie, le type de végétal…). Selon le score obtenu, l'espèce est acceptée ou rejetée. Une limite du WRA est de produire un certain nombre de « faux positifs ». Il peut également rejeter des espèces utiles mais envahissantes. Le modèle est en cours d'adaptation et devrait constituer un instrument pertinent pour la Nouvelle-Calédonie. Par ailleurs, des directives relatives à l'évaluation de ce risque dans les pays en développement sont disponibles auprès de la *Food and Agricultural Organization* (FAO).

L'évaluation du risque associé aux adventices passe toujours par une phase bibliographique. Il s'agit de collecter toutes les informations disponibles sur un nuisible potentiel et de les interpréter. La première information nécessaire, conformément aux normes de la CIPV, est la liste des espèces végétales exotiques du pays. Certaines sources papier et électroniques sont vitales (flores régionales, informations sur la biologie, l'écologie et la répartition des adventices…). La mise en réseau d'experts constitue également une composante importante du processus. La CIPV a élaboré des directives internationales pour la prévention de l'introduction et de la dissémination de végétaux et de produits végétaux nuisibles. Révisées en 1997, et complétées depuis, elles font notamment autorité auprès de l'OMC.

La biosécurité dans la zone du Pacifique

Les réponses aux problèmes des espèces nuisibles diffèrent considérablement d'un pays à l'autre. La Nouvelle-Zélande est internationalement connue pour avoir mis au point le dispositif de biosécurité le plus abouti. Son système de quarantaine est particulièrement performant. Il s'appuie notamment sur la loi de 1993, relative à la biosécurité, qui vise à maintenir à l'extérieur du pays les nouveaux organismes envahissants introduits de façon fortuite, et à éviter leur dissémination. La responsabilité de la mise en œuvre de la quarantaine incombe au ministère de l'Agriculture et de la Forêt (MAF). Quant à la loi de 1996 sur les substances dangereuses et les nouveaux organismes (HSNO, pour *Hazardous Substances and New Organisms*

Act), elle régit les opérations et les obligations des personnes et organisations introduisant intentionnellement de tels organismes. Elle exige une autorisation de l'autorité de gestion du risque environnemental (Erma, pour *Environmental Risk Management Authority*). L'un des résultats de cette loi a été l'interruption effective des importations, à des fins de loisirs, de nouveaux organismes exotiques.

Par ailleurs, le contrôle des importations des « marchandises à risque » réduit le nombre d'introductions fortuites. L'entrée sur le territoire de telles marchandises est réglementée par des normes sanitaires d'importation (IHS, pour *Import Health Standards*). Il en existe plus de 500 pour les animaux, végétaux et produits organiques associés. Le système de quarantaine du MAF est extrêmement bien équipé et tous les points d'entrée sur le territoire sont inspectés (rayons X, chiens…), avec amende immédiate de 200 dollars néo-zélandais en cas d'infraction. Il en est de même pour le courrier international. En ce qui concerne le trafic maritime, de nouvelles normes sanitaires d'importation pour les conteneurs maritimes viennent d'être instituées. Les inspections se font aux points d'entrée dans le pays. Selon certains auteurs, les dépenses de la Nouvelle-Zélande pour la biosécurité pourraient atteindre 1 % de son PIB (pour en savoir plus, voir la contribution de A. Sheppard *et al.*).

Le cas de Hawaii est assez différent. En tant qu'État des États-Unis, il pâtit du choix des autorités fédérales américaines de se focaliser prioritairement sur la protection des activités agricoles dominantes, en se préoccupant peu, jusqu'à ce jour, de la préservation des écosystèmes. Or, Hawaii est extrêmement sensible aux invasions. C'est le service de quarantaine du ministère de l'Agriculture (HDOA-PQ, pour *Hawaii Department of Agriculture, Plant Quarantine Branch*) qui est chargé de réglementer et de contrôler l'importation et les transferts de tous les végétaux et animaux allochtones. Dans le courant des années 1990, suite à une controverse relative à l'agrandissement de l'aéroport de Kahului et à son impact potentiel sur le Parc national de Haleakala, le HDOA a réalisé une évaluation du risque phytosanitaire pour cet aéroport (Kara, pour *Kahului Airport Pest Risk Assessment*). L'étude a permis de perfectionner le programme de quarantaine de l'aéroport. Elle a aussi conduit à proposer des améliorations pour l'ensemble du pays (voir la contribution de A. Sheppard *et al.*).

Le dispositif de biosécurité australien ressemble beaucoup plus à son homologue néo-zélandais. L'Australie est le pays qui enregistre la plus faible

endémicité : 16 % de sa flore est constituée d'espèces exotiques, 15 % des mammifères sont des espèces invasives allochtones, environ 20 % des insectes sont d'origine étrangère. Globalement, les plantes exotiques coûtent près de 4,4 milliards de dollars australiens par an au pays, sans compter les dommages environnementaux. L'approche adoptée se fonde sur une liste blanche des espèces autorisées. Chaque nouvelle espèce, avant d'être introduite, est soumise à une évaluation du risque d'importation et à une évaluation du risque environnemental. Cette procédure, à la charge de l'importateur, doit suivre un protocole très encadré et assez long, au cours duquel le public est lui aussi invité à s'exprimer, ce qui garantit sa forte implication sur le problème des espèces nuisibles (pour en savoir plus, voir la contribution de A. Sheppard *et al.*). Les équivalents australiens des normes sanitaires d'importation (IHS) néo-zélandaises sont les analyses de risque d'importation (IRA).

Il est enfin intéressant d'évoquer la réglementation sur les espèces introduites envahissantes de la Polynésie française. Collectivité française d'outre-mer, elle a acquis le statut de Pays depuis février 2004. Le ministère de l'Agriculture et de l'Élevage et le Service du développement rural sont en charge de la quarantaine zoo- et phyto-sanitaire à la frontière, mais aussi pour les échanges inter-îles. La lutte contre l'introduction d'espèces envahissantes s'appuie sur deux textes : la délibération relative à la protection de la nature (1995) et la délibération sur la protection des végétaux. La première interdit notamment toute introduction ou importation d'espèce animale ou végétale n'existant pas sur le territoire. Pour toute dérogation, la preuve de l'innocuité de l'espèce concernée est à la charge du demandeur, ce qui est très dissuasif. La seconde fixe la liste des organismes nuisibles qui sont interdits à l'importation. En outre, un Comité interministériel de lutte contre le miconia et autres espèces végétales menaçant la biodiversité a été créé en 1998. Il pourrait, à terme, être élargi à l'ensemble des espèces végétales et animales envahissantes (pour en savoir plus, voir la contribution de A. Sheppard *et al.*).

Il ne fait en tout cas aucun doute que le succès de la prévention contre une espèce envahissante non encore introduite est directement corrélé aux performances du système de biosécurité. C'est ainsi que la Nouvelle-Zélande n'a jamais été affectée jusqu'à ce jour par l'établissement de la fourmi de feu (Rifa), alors qu'elle s'est établie en Australie (2001), à Taïwan (2004), à Hong Kong (2005) et en Chine continentale (2005). Les autorités néo-zélandaises disent avoir également réussi à éradiquer le bombyx disparate

(*Lymantria dispar*) depuis mai 2005. Le ministère de l'Agriculture et de la Forêt avait mis en œuvre un programme de surveillance dès 1993. Lorsqu'un bombyx a été capturé en 2003, au sud d'Auckland, un programme d'éradication a été déclenché immédiatement, dont le coût s'est élevé à 5,4 millions de dollars néo-zélandais pour deux ans de traitement.

Le dispositif de quarantaine néo-calédonien

Soulignons, au préalable, que la surveillance du territoire néo-calédonien se trouve facilitée par le fait que les entrées sur le territoire depuis l'extérieur se concentrent pour l'essentiel en deux sites. Environ 99,9 % des marchandises transitent par le port de Nouméa, qui accueille également presque tous les bateaux de croisières. En ce qui concerne le trafic aérien, l'aéroport international de Tontouta constitue la seule entrée. C'est du coup le point d'entrée principal pour les organismes envahissants ne supportant pas un transport trop long. À cet égard, les risques d'introductions par des résidents, notamment celles d'espèces exotiques, y sont nettement plus grands que par des touristes. Pour autant, les nouveaux points d'entrée ouverts au dédouanement des marchandises ne doivent pas être négligés, comme ceux liés à l'activité minière (Koumac, Goro), ou les points d'entrée temporaires à vocation touristique (Touho, Lifou, Hienghene). Quant aux colis postaux, ils passent tous par Nouméa PTT. Le flux postal commercial de produits végétaux commandés à l'étranger doit faire l'objet d'une déclaration en douane, ce qui permet un contrôle. Le trafic postal privé expose l'archipel à un risque bien plus important.

Le dispositif législatif de quarantaine pour les organismes nuisibles aux plantes est plus ou moins calqué sur ses homologues européens, avec des particularités propres aux régions isolées (voir l'annexe 2 de la contribution de M. Delos *et al.*). Il s'appuie sur deux délibérations du congrès du territoire : l'une en date du 11 août 1992, pour le cadre général des actions de protection des végétaux (dont la quarantaine végétale), et l'autre du 18 octobre 1996, portant plus spécifiquement sur la quarantaine végétale. Les listes de quarantaine sont des listes « négatives » pour les organismes indésirables ou leur support potentiel, et elles sont « positives » pour les marchandises connues comme supports potentiels de tels organismes. En raison des spécificités néo-calédoniennes (contexte insulaire, territoire historiquement éloigné des flux de voyageurs ou de produits végétaux), ce dispositif est renforcé par

deux types de mesures. Les premières, à caractère exceptionnel, sont prises par le pouvoir exécutif en cas de danger imminent (introduction ou propagation d'un organisme absent de la liste négative). Les autres mesures résident dans l'instauration du permis d'importation, généralisé pour les végétaux ou produits végétaux non prévus dans les textes, et qui offre à l'administration un moyen de contrôle permanent des flux déclarés.

Les listes négatives sont au nombre de trois. Ces listes d'organismes nuisibles, de produits végétaux ou de supports de culture indésirables figurent comme annexes (I, II, III) aux délibérations précitées (voir la contribution de M. Delos *et al.*). Elles sont complétées par une quatrième annexe qui fixe les conditions d'importation des produits et des végétaux autorisés. Le recours au permis d'importation est presque systématique (annexe IV), sauf pour les gros volumes de produits végétaux, les fruits et les légumes, importés depuis certaines régions (Union européenne, Chili, États-Unis, Australie, Nouvelle-Zélande). Un traitement systématique est cependant imposé pour tout produit d'origine douteuse, pouvant contenir, par exemple, des organismes indésirables tels que *Bractocera* et *Anastrepha* qui sont présents sur une partie du territoire américain. Une lacune importante vaut d'être signalée : les bois pour un usage lié au transport (calage, emballage de produits autres qu'agricoles…) ne sont pas évoqués dans la réglementation. Seuls les bois bruts ou transformés sont pris en compte avec des mesures adaptées au risque.

Quoi qu'il en soit, le dispositif législatif néo-calédonien apparaît en l'état comme globalement satisfaisant pour prévenir l'introduction d'espèces envahissantes nuisibles pour les végétaux. Des améliorations pourraient toutefois être apportées. Elles concernent, outre le problème des emballages en bois, la liste des espèces animales de l'annexe I, trop limitative (notamment pour les vertébrés, arthropodes et mollusques). Il serait également souhaitable de porter une attention particulière au cas des machines et véhicules usagés ayant servi par le passé à des travaux forestiers ou agricoles hors de l'archipel (machines agricoles, moissonneuses batteuses…). À noter aussi que les espèces animales envahissantes non nuisibles aux végétaux et ne véhiculant pas de maladies surveillées par les services vétérinaires restent à ce jour sans surveillance. Enfin, on observe quelques carences flagrantes dans les listes de quarantaine : par exemple, la rouille (*Puccinia psidii*) qui s'attaque à de nombreuses espèces de myrtacées, et les myrtacées, vecteurs potentiels de la rouille.

En ce qui concerne le dispositif administratif de quarantaine, un arrêté relatif à l'organisation de la Direction régionale des douanes de Nouvelle-Calédonie (24 avril 2002) et un arrêté du gouvernement de Nouvelle-Calédonie (22 février 2002) définissent les attributions de la Direction des affaires vétérinaire, alimentaire et rurale, la Davar (voir l'annexe 2 de la contribution de M. Delos *et al.*). Le service d'inspection vétérinaire, alimentaire et phytosanitaire de cette Direction est à la fois chargé des aspects de quarantaine végétale et animale, et des aspects d'inspection, de surveillance et de lutte à l'intérieur du territoire. Ce dispositif est assez classique : un double système de contrôle avec un premier tri entre les marchandises à la douane, sur la base du code douanier, celles-ci étant soumises à des contrôles phytosanitaires par la Davar, si nécessaire. La répartition des rôles entre les différents acteurs des opérations de contrôle et d'inspection est identique à celle de nombreux pays (voir la contribution de M. Delos *et al.*).

Au plan des moyens, sans doute le point le plus faible du dispositif néo-calédonien, il serait utile de disposer au moins d'un agent itinérant, en plus des agents aux frontières, qui surveillerait les nouveaux points d'entrée ouverts dans la province Nord. Par ailleurs, l'augmentation du nombre de contrôleurs permettrait d'accroître le nombre et le volume des inspections. Les contrôles des conteneurs et ses colis postaux (rayons X) sont notamment très insuffisants. Mais surtout, il manque un laboratoire d'identification phytosanitaire et une station de quarantaine. Ces outils sont indispensables, par exemple pour évaluer l'impact environnemental de végétaux à risque dont l'introduction serait malgré tout souhaitée.

Surveillance et gestion du risque en Nouvelle-Calédonie

Les grandes activités de surveillance et de contrôle sont définies par la délibération du congrès du territoire précédemment citée (11 août 1992). Elles s'articulent autour de cinq types d'actions : surveillance des productions végétales, identification des organismes nuisibles, avertissements agricoles, contrôle des sites de production et de multiplication des végétaux, et enfin surveillance de l'introduction, de la multiplication et de l'utilisation des agents de lutte biologique (ces derniers peuvent se révéler être des espèces envahissantes redoutables). Le dispositif administratif de surveillance et de contrôle est, pour sa part, défini par l'arrêté du 22 février 2001. La surveillance est une

composante essentielle d'un dispositif de biosécurité (voir le tableau 12 et voir l'annexe 4 de la contribution de M. Delos *et al.*). Elle comporte deux aspects : la surveillance générale et les prospections ponctuelles. Par exemple, la prospection qui a accompagné la tentative d'éradication du *bunchy top* était de la deuxième catégorie. En revanche, les observations de l'ensemble des acteurs du monde agricole, des chercheurs, des sociétés savantes, des associations… peuvent être valorisées pour une surveillance générale.

Tableau 12 – Qui fait quoi dans la surveillance du territoire : le contrôle et la gestion des risques après l'introduction ?

Organisation	Surveillance, détection et contrôle	Gestion : éradication et lutte
Davar	– Surveillance et inspection sanitaire des productions végétales – Contrôle des établissements de production et multiplication des végétaux – Contribution à l'organisation des avertissements agricoles (théorique)	Lutte contre les organismes nuisibles aux végétaux et constituant des fléaux. Organisation de l'éradication
Services provinciaux DDR* et DRN* en province Sud DDE-E* en province Nord DAE* en province des îles	– Participation à la surveillance – La DDR* (agriculture) assure le suivi technique, sanitaire et le conseil technique – La DRN* (environnement) assure la protection de l'espace terrestre et la conservation des ressources naturelles. Elle élabore également la réglementation provinciale liée au secteur environnemental – La DDE-E* élabore la réglementation provinciale liée au secteur environnemental et assure la préservation du patrimoine naturel provincial	Participation à la lutte, organisation de l'éradication des espèces envahissantes menaçant l'environnement naturel (rats sur les îlots, miconia…)

* DDR : Direction du développement rural.
DRN : Direction des ressources naturelles.
DDE-E : Direction du développement économique et de l'environnement.
DAE : Direction des affaires économiques.

La surveillance et le contrôle, notamment le contrôle des établissements de production et de multiplication des végétaux, souffrent toutefois d'un manque de moyens et d'effectifs. Il semble que la répartition des tâches avec les services provinciaux ne soit pas clairement définie. La mise en œuvre des activités d'avertissement agricole, également prévue par les textes, reste relativement théorique, bien qu'il s'agisse d'un moyen de gestion efficace des organismes établis mais aussi de communication institutionnelle. Enfin, la surveillance des espaces non agricoles et des forêts reste embryonnaire. Un réseau de surveillance beaucoup plus rigoureux qu'à l'heure actuelle devrait être mis en place, notamment dans la province Sud. Cette région concentre en effet les principaux points d'entrée, ainsi que l'essentiel de la population et de l'activité économique. Elle est donc très exposée aux introductions fortuites, du fait du flux de marchandises qui y transite, mais aussi suite aux introductions volontaires (les plantes ornementales potentiellement envahissantes ayant une probabilité d'introduction plus forte dans les zones les plus habitées). On y trouve également la plus grande part des pépinières, dont 90 % ne sont pas inspectées. Ces faiblesses du dispositif de surveillance et de contrôle néo-calédonien a sans doute contribué à l'échec de la tentative d'éradication du *bunchy top* (voir aussi p. 104). La mise en place d'un système efficace de surveillance et de prospection suppose de mettre en place des réseaux associant les services provinciaux. Ce dispositif est à construire. L'absence d'un secteur de prescription privé organisé pour la lutte antiparasitaire végétale, comme il en existe un dans le domaine animal avec les vétérinaires privés, est un handicap important. Les centres de recherche présents sur l'archipel, les agriculteurs professionnels, mais aussi les associations de protection de l'environnement peuvent servir de relais sur le terrain pour un certain nombre de milieux et d'organismes.

Comment communiquer sur les espèces envahissantes ?

La lutte contre des espèces envahissantes, comme tout autre problème de nature environnementale, doit s'appuyer sur une prise de conscience des enjeux de cette lutte par la population et par les acteurs économiques concernés. Le soutien informé et actif du public est en effet un gage de réussite dans la gestion de telles crises, qui ne sauraient se satisfaire de la mise en œuvre de méthodes réglementaires et/ou coercitives. Mais comment, et quoi, communiquer ? La question des espèces envahissantes n'est en effet pas dépourvue de conflits d'intérêt, puisque certaines d'entre elles sont sources de revenus, de loisirs, voire d'alimentation au quotidien.

En outre, le coût d'une campagne de communication est loin d'être négligeable. Il est donc indispensable de bien en concevoir les messages, d'identifier les cibles, de faire une estimation *a priori* des bénéfices attendus. En termes économiques, la diffusion d'informations représente désormais un des modes de régulation des risques à part entière.

De l'information à la communication

L'implication des communautés locales (ou la participation du public) est considérée comme un facteur incontournable de succès des projets entrepris par un certain nombre d'organisations internationales, telle la Banque mondiale. Construire des stratégies de communication lors de la préparation des programmes de prévention, d'éradication et de contrôle est également l'une des recommandations de l'UICN en matière de gestion des espèces envahissantes : « Prévoir une réelle consultation des communautés locales et de toutes les parties concernées par le programme permet d'éviter la plupart des malentendus et désaccords qui peuvent survenir par la suite ». Même si des mesures ont été prises pour inciter la prévention d'un risque environnemental (amendes, pénalités…), il semble qu'un programme d'information du public permettrait d'augmenter fortement le respect des normes.

D'une manière générale, une campagne d'information sur les risques liés aux espèces envahissantes peut avoir différents objectifs et intérêts (voir l'encadré suivant). Trois grands objectifs pour une campagne d'information

– Permettre une prise de conscience des comportements ou activités à risque et permettre un changement volontaire des comportements. Ce point est important en appui de programmes publics de prévention des introductions d'espèces envahissantes reposant sur un contrôle aux points critiques (système HACCP, voir p. 59).

– Permettre aux « victimes » d'identifier l'origine et les conséquences prévisibles d'un problème environnemental et leur donner ainsi les moyens de réagir.

– Modifier la perception qu'a la population de l'importance des enjeux environnementaux, soit en améliorant son niveau de connaissance scientifique sur un problème donné (campagne d'information), soit en la persuadant de l'urgence de l'action. Cet aspect peut s'avérer crucial pour légitimer l'intervention publique.

Au plan économique, le fait que l'information de tous les agents ne soit pas parfaite est interprété comme un dysfonctionnement de marché. L'information divulguée contribue à corriger ce dysfonctionnement. Il en résulte une augmentation du bien-être collectif par rapport à la situation initiale, et donc une meilleure efficacité allocative. Au plan politique, les opérations d'information (à l'échelle locale, comme globale) sont, pour les autorités politiques et administratives, un moyen de se voir légitimées au regard des actions engagées : l'apport d'information scientifique tend à favoriser le consentement à payer des individus pour des programmes de prévention. L'enjeu est en fait triple : améliorer la compréhension des enjeux environnementaux par la diffusion de connaissances scientifiques, légitimer l'action publique, rendre plus efficace cette action publique.

L'importance relative de ces objectifs conditionne le choix d'un type de stratégie de communication : campagnes d'éducation à vocation généraliste, campagnes de sensibilisation à un risque particulier, ou campagnes de marketing social (persuasion). Dans la pratique, la première étape consiste à identifier les groupes cibles (acteur industriel, exploitant, grand public…) et à en établir le profil socio-économique, même rudimentaire. En second lieu, il faut définir les objectifs (éducation, sensibilisation, changement de comportement…) et choisir une stratégie adaptée : campagne de sensibilisation

Recommandations de l'UICN pour une campagne d'information sur les espèces envahissantes (EE)

1/ Identifier les intérêts spécifiques et les rôles des communautés et des secteurs pertinents par rapport aux problèmes des EE et les cibler en termes d'information adaptée et d'actions recommandées, le « grand public » étant un des groupes cibles importants à considérer.

2/ Rendre facile l'accès à une information actuelle et précise comme élément clé des campagnes de prise de conscience. Cibler les différentes audiences avec une information sur différents supports : forme électronique, manuels, bases de données, revues scientifiques, publications grand public.

3/ Cibler tout spécialement les importateurs et exportateurs de biens et d'organismes vivants, comme un groupe clé vers qui diriger les efforts d'information et d'éducation, menant à une prise de conscience et une meilleure compréhension du problème ainsi que de leur rôle possible dans la prévention.

4/ Encourager le secteur privé à se développer et à suivre des recommandations de type « bonnes pratiques ». Contrôler l'application de ces recommandations.

5/ Une autre priorité importante est d'informer et de donner des conseils aux voyageurs, à la fois à l'intérieur du pays et lors de transferts internationaux. Faire prendre conscience des risques à un maximum de personnes de leur propre impact en termes d'introductions d'espèces peut permettre de réduire les risques à moindre coût.

6/ Encourager le secteur de l'éco-tourisme à sensibiliser ses clients au problème des EE. Travailler avec ces acteurs pour développer des principes et des recommandations spécifiques à l'industrie du tourisme pour prévenir l'introduction accidentelle ou non autorisée de plantes allochtones (graines notamment) et d'animaux dans des habitats insulaires et des écosystèmes particulièrement fragiles (lacs, montagnes, réserves naturelles, aires sauvages, forêts isolées…).

7/ Former du personnel affecté aux mesures de quarantaine, de contrôle aux frontières, à être conscient d'un contexte plus global et des menaces pour la biodiversité, en plus de leurs compétences actuelles.

8/ Construire des stratégies de communication lors de la préparation des programmes de prévention, d'éradication et de contrôle. Prévoir une réelle consultation des communautés locales et de toutes les parties concernées par le programme permet d'éviter la plupart des malentendus et désaccords qui peuvent survenir par la suite.

9/ Inscrire les problèmes relatifs aux introductions d'EE – et les solutions possibles - à une place adaptée dans les programmes éducatifs et les enseignements scolaires.

10/ S'assurer que les réglementations nationales en matière d'introduction d'espèces allochtones (volontaires ou accidentelles) sont connues et comprises, non seulement par les citoyens et les institutions du pays, mais aussi par les importateurs étrangers et les touristes.

ou campagne destinée à influencer les comportements (on parle de marketing social). La mise en place d'indicateurs d'impact ou de groupes de suivi permet de faire des réajustements en cours de campagne. Il va de soi que le succès est en partie lié à la crédibilité de l'information divulguée et des moyens de médiation choisis (voir la contribution de E. Gozlan *et al.*).

Les campagnes de sensibilisation visent à informer et à influencer les décisions individuelles et collectives propres à améliorer la prise en compte de l'environnement. Pour le cas des espèces envahissantes, l'UICN a proposé en 2001 un ensemble de recommandations (voir l'encadré).

En ce qui concerne le marketing social, il consiste à recourir aux principes et aux techniques du marketing pour amener le public cible à accepter, à rejeter, à modifier ou à délaisser certains comportements, dans son intérêt ou celui de la société. Il est notamment utilisé pour les problèmes de santé (sida…). Le *Global Invasive Species Program* (GISP) plaide plutôt en faveur de cette seconde stratégie, dont il détaille les différentes étapes (voir la contribution de E. Gozlan *et al.*).

Quelques campagnes de communication dans le Pacifique

Conscients des enjeux liés aux espèces envahissantes, de nombreux États du Pacifique ont développé des campagnes de communication. Il est toutefois regrettable qu'aucune étude sur les impacts et les résultats mesurables n'ait été publiée. On se heurte aussi à la difficulté d'une analyse hors contexte, qui prive d'une mise en perspective par rapport à des campagnes antérieures ou au programme plus vaste dans lequel elles s'inscrivent. Quoi qu'il en soit, quatre programmes relativement complémentaires d'information, de sensibilisation et de participation du public ont été retenus ici. Une grille d'analyse visualisant finement les stratégies de communication en différents lieux a permis d'en dégager les principales caractéristiques (voir la contribution de E. Gozlan *et al.*).

Le programme australien d'information et de sensibilisation sur les plantes

En Australie, plus de 125 000 espèces végétales (dont une grande part est nuisible) représentent une menace pour l'agriculture et l'environnement.

Or, certaines sont pourtant commercialisées dans les jardineries, en dépit d'un système de prévention universellement reconnu. C'est à l'initiative du *Cooperative Research Center* (CRC) *for Australian Weed Management* que le programme d'information scientifique a été lancé. Son objectif est de préserver les écosystèmes et les systèmes agraires par le développement et la promotion de systèmes de gestion intégrée fondés sur des connaissances scientifiques. Le public visé comprend les décideurs, les professionnels impliqués dans la gestion des plantes, les experts scientifiques et le grand public. Il se décline au travers de divers supports (site web, documents et programmes pédagogiques pour chaque niveau scolaire, jeux et animations en ligne). L'idée est de former les futurs chercheurs et décideurs, ainsi que les professionnels du secteur, et de favoriser la prise de conscience des élèves et des étudiants. Aucune donnée n'est encore disponible pour mesurer son efficacité.

Une campagne réussie de sensibilisation et d'implication du public en Polynésie française

L'objectif était de contrôler l'envahissement de certaines îles polynésiennes par *Miconia calvescens*. Il s'agissait donc de sensibiliser la population, d'obtenir son soutien et sa participation pour le programme de lutte, d'éduquer les enfants, et de permettre la détection précoce des nouveaux envahissements. Outre les campagnes d'affichage, les interventions dans les manifestations scientifiques, le travail avec les scolaires (au sein des établissements et sur le terrain), et les médias (presse écrite, radio, télévision) ont largement joué leur rôle de relais. Les résultats sont très encourageants. En particulier, la population (notamment des chasseurs) a participé en signalant à diverses reprises aux autorités la présence de *M. calvescens* dans des sites éloignés ou isolés.

Un programme sensible à certaines des minorités culturelles et linguistiques en Nouvelle-Zélande

L'un des programmes néo-zélandais (en anglais) sur les plantes indésirables comporte de nombreuses analogies avec le programme australien. Mais, en 2002, un programme parallèle a été lancé, dont le but était d'impliquer la communauté chinoise aux actions de conservation. Cette initiative s'est notamment concrétisée par la création d'un consortium (*Chinese*

Conservation Education Trust) inauguré par une cérémonie mêlant cultures et traditions maories, chinoises et européennes. Les actions de sensibilisation se sont articulées autour de trois types d'activités : des sorties éducatives, des visites de services de quarantaine, des réunions régulières sur le thème de la Convention internationale sur les espèces menacées (Cites) et de sa pertinence pour la médecine traditionnelle chinoise.

Une campagne sur le mode du sensationnel menée à Hawaii

Le *Coordinating Group on Alien Pest Species* (CGAPS), qui regroupe diverses institutions hawaïennes, a notamment édité une brochure informative sur les dangers des espèces envahissantes, sur leur origine et sur les recommandations de prévention, le tout agrémenté d'un numéro d'appel pour signaler la présence éventuelle de telles espèces. Le ton et la forme en sont délibérément alarmistes : page de garde noire, pages intérieures présentant des textes alarmistes en noir sur fond rouge, des photos repoussantes, des images de cultivateurs éplorés, etc. Sans aucun doute, cette brochure marque les esprits. Elle ne peut toutefois qu'être un complément à d'autres informations que les autorités hawaïennes diffusent par ailleurs.

Il ressort de ces quatre exemples qu'une approche de type « prise de conscience » semble avoir été préférée à une approche de type marketing social. En outre, toutes ces campagnes viennent en appui d'un programme de prévention ou de lutte plus général. La plupart fournissent des éléments non seulement sur les risques, mais également sur ce qui est entrepris pour lutter contre. Enfin, les commanditaires semblent avoir privilégié des programmes ambitieux dans le cadre d'une institution gouvernementale.

Succès et échecs de campagnes en Nouvelle-Calédonie

Sur le territoire néo-calédonien, un certain nombre d'initiatives visant à informer sur le problème des espèces envahissantes a déjà été entrepris (dépliants en province Sud, page web sur le site de la province Nord), mais il ne s'agit pas encore de campagnes d'information à grande échelle. En revanche, d'autres risques ont fait l'objet de telles campagnes. Leur réussite ou leur échec permettent de tirer un certain nombre de conclusions. En particulier, comme dans les exemples précédents, il semble que l'information ait

amplifié l'efficacité de programmes bien conçus. À l'inverse, elle n'a guère eu d'impact lorsque le programme comportait trop de lacunes.

Par exemple, les nombreuses campagnes d'information et de sensibilisation sur les feux de brousse menées depuis une quinzaine d'années semblent mettre en évidence leurs limites lorsqu'elles sont conduites isolément, c'est-à-dire en l'absence d'un véritable programme de gestion du risque incendie. Il apparaît, en effet, au travers d'une étude socio-économique menée en province Sud que les habitants sont pourtant conscients du problème et que leur implication est réelle. Mais le diagnostic établi par les écogardes révèle que parmi les causes de départ de feu, certaines sont liées à des motivations économiques (protection des cultures contre les cochons, rabattage du gibier) et surtout à des défaillances du système d'alerte et de lutte (pas de numéro gratuit où appeler…). Ce constat suggère l'idée selon laquelle l'information ne sera efficace que si elle s'inscrit dans un programme apportant réellement des solutions aux questions évoquées.

En revanche, la campagne contre la dengue fut une réussite. Échaudées par une première épidémie en 2003 (17 personnes étaient mortes), les autorités sanitaires se sont inquiétées début 2004 : les conditions d'une reprise de l'épidémie étaient réunies. Le seul moyen de lutte possible était le contrôle des moustiques vecteurs dans les zones concernées et l'élimination des gîtes larvaires. Ces derniers étant innombrables, il fallait obtenir la participation du public. La campagne a consisté en une journée de mobilisation générale, à l'initiative du gouvernement, sur l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie : actions médiatiques, distribution de matériel (sacs anti-dengue de 100 litres avec mode d'emploi). L'objectif était de combattre la passivité des individus. Résultat : une chute spectaculaire des indices dans tous les quartiers. La simplicité du message (tant sur l'enjeu de la campagne que sur le comportement à adopter) et son caractère ponctuel et collectif sont sans doute des éléments qui ont contribué au succès de cette campagne.

La question de la gestion de l'eau dans les îles Loyauté a elle aussi fait l'objet d'une campagne de sensibilisation. Celle-ci s'inscrivait dans un vaste programme visant à préserver les réserves. L'objectif était d'apprendre aux populations à concilier projets de développement et gestion des ressources en eau. Pendant trois ans, un travail considérable a été effectué (enquêtes sur les perceptions de l'eau, mobilisation de tous les relais d'information, programmes pédagogiques, formations pour les personnels des services techniques).

Cette campagne a elle aussi réussi, les services techniques et la population s'étant réellement appropriés les outils et les méthodes d'aide à la décision.

En ce qui concerne le *bunchy top*, la campagne menée a échoué à convaincre la population que son éradication *via* la destruction des souches contaminées était dans leur propre intérêt et qu'« elles n'avaient rien à y perdre » (voir p. 70). L'objectif était d'obtenir la participation de la population pour éradiquer ce virus des bananiers. Selon l'étude de terrain en cours, il semble que l'échec ne s'explique ni par une mauvaise diffusion du message (plus de 90 % avaient lu ou entendu parler de la campagne, dont 80 % par la télévision), ni par des spécificités ethniques. En revanche, certains témoignages mettent en lumière la faible confiance d'une partie de la population pour les Pouvoirs publics. Ainsi, les habitants de squats pensaient, par exemple, que la mesure visait à les obliger à acheter leurs bananes sur les marchés plutôt qu'à pratiquer l'autoconsommation, au profit des agriculteurs.

Quelques recommandations

Les spécificités du contexte néo-calédonien tiennent notamment à son organisation institutionnelle, à ses caractéristiques géographiques et à ses particularités culturelles. Au plan institutionnel, les compétences en matière d'environnement sont essentiellement dévolues aux trois provinces depuis les accords de Matignon. En l'absence d'instance nationale en charge de ces questions, il manque une structure dotée de fonds suffisants pour mettre en place un programme d'envergure. Au plan géographique, les liaisons entre les îles (toutes dépendantes de leurs échanges avec la Grande Terre) nécessiteraient une information ciblée. Au plan culturel et linguistique (28 langues vernaculaires – plus ou moins usitées – plus les langues des communautés immigrées), il faudrait trouver le moyen d'atteindre toutes les populations concernées (la plupart des médias diffusent en français), d'autant que certaines d'entre elles, installées récemment, entretiennent de nombreux contacts avec leur pays d'origine, ce qui peut favoriser l'entrée d'espèces allochtones. La posture de ces communautés vis-à-vis de ces espèces peut être très différente.

Il pourrait être utile que les trois provinces montent une structure commune en charge des questions environnementales. Cette structure impli-

querait les associations implantées sur le terrain, les institutions de recherche locales et les industriels. Dans ce contexte, une campagne de sensibilisation devrait s'appuyer sur l'identification des points critiques en matière de risques invasifs, sur l'identification des groupes cibles, et sur la conception des messages. Un travail de terrain devrait être également mené sur les perceptions et les croyances, et sur les relais crédibles d'information. Une multitude de moyens de communication existent : des images ayant une signification pour chaque groupe cible, les transports intérieurs de passagers, les fêtes locales, etc.

Suggestions et recommandations[3]

L'archipel néo-calédonien est fortement dépendant de l'extérieur pour la fourniture de produits alimentaires frais ou déjà élaborés. Par ailleurs, le développement des filières minières et, d'une manière générale, les échanges commerciaux et les flux touristiques font intervenir des partenaires situés sous tous les climats de la planète. L'archipel est donc exposé à des introductions fortuites, ou volontaires, d'espèces allochtones très diverses. Certaines d'entre elles peuvent à tout moment se révéler envahissantes avec des conséquences dramatiques pour l'environnement. Compte tenu de la richesse spécifique de l'archipel et du taux élevé d'endémicité, des phénomènes d'envahissement se traduiraient par une banalisation de la flore et de la faune qui dégraderait gravement la qualité des paysages. Les recommandations qui suivent n'épuisent évidemment pas le sujet, les autres étant déclinées au fur et à mesure des chapitres précédents. Celles présentées ici nous semblent les plus urgentes et/ou les plus simples à mettre en œuvre.

Dans cette étude, le caractère plus approfondi de l'analyse des vertébrés découle directement du nombre et de la qualité des informations publiées sur ces espèces. En l'état actuel des connaissances, la même analyse ne pouvait être réalisée sur les plantes ou sur les invertébrés, en raison du manque de données et de références à leur sujet dans la littérature scientifique.

Accumuler les données

Saisir à l'avenir toutes les occasions pour combler les lacunes de connaissances sur les espèces allochtones introduites en Nouvelle-Calédonie, notamment sur les espèces végétales et les invertébrés. La production de fiches sur les espèces dont l'introduction doit à tout prix être évitée a été réalisée pour les plus importantes d'entre elles. Il est conseillé d'utiliser ces données et de compléter au fur et à mesure les listes d'espèces potentiellement envahissantes, notamment au vu des diverses listes internationales existantes.

[3] Ce chapitre est un résumé du texte de la coordination scientifique, disponible dans son intégralité sur le CD-ROM joint.

Le dispositif de quarantaine

Le dispositif législatif néo-calédonien de surveillance et de contrôle ne permet qu'une prise en compte théorique partielle de la problématique des espèces envahissantes. Il est notamment mal adapté au traitement de l'ensemble des problèmes liés aux espèces envahissantes. Par ailleurs, il n'existe pas de dispositif suffisamment cohérent d'instruction et d'intervention sur ces problèmes. Les principales lacunes viennent de l'absence d'un laboratoire d'identification phytosanitaire et d'une station de quarantaine permettant de contrôler l'introduction d'espèces jugées utiles. La mise en place de ce laboratoire apparaît comme la priorité numéro un. Elle doit s'accompagner d'une formation d'agents compétents. Cela suppose un investissement financier significatif.

Quelle infrastructure d'instruction et d'intervention ?

– Créer et équiper la composante phytosanitaire du laboratoire de la Davar et lui donner des moyens pour améliorer son efficacité. Ce laboratoire pourra alors réellement sécuriser les opérations de contrôle phytosanitaire et sera également apte à traiter le problème des espèces envahissantes.

– Mettre en place une quarantaine végétale pour sécuriser toute introduction volontaire acceptée.

– Parmi les autres améliorations possibles : modifier les textes de manière à pouvoir étendre le contrôle phytosanitaire à des produits qui y échappent à ce jour, en raison de leur codification douanière (emballages en bois, cartons ondulés…), et qui sont des abris possibles pour des insectes du type des blattes.

Risques environnementaux

La prise en compte formelle et organisée du problème des espèces envahissantes demande un travail de coordination. Aujourd'hui, les responsabilités en matière d'environnement sont partagées entre les autorités territoriale et provinciale. Il est essentiel qu'une coordination générale soit établie entre tous les acteurs du dossier environnemental.

Comment coordonner la lutte contre les espèces envahissantes ?

Une petite structure de travail, réunissant les responsables au niveau du territoire et des provinces pour les questions environnementales, devrait être formalisée selon une structure de type Groupement d'intérêt scientifique (GIS), par exemple. Elle aurait pour mission de faire des propositions qui soient à la fois pertinentes pour toute question environnementale et cohérentes avec les diverses situations de l'archipel néo-calédonien. Elle aurait également à mettre en œuvre, sur le terrain, les dispositions décidées en commun et à établir des liens avec les réseaux du Pacifique, en particulier sur les espèces envahissantes.

Au niveau territorial et provincial, il est nécessaire d'aménager certains textes réglementaires, voire d'en élaborer de nouveaux. Dans le cas de demandes d'introductions volontaires d'espèces supposées répondre à un besoin identifié (agriculture, horticulture, chasse, animaux de compagnie), le mieux est d'adopter un principe de précaution (« tout ce qui n'est pas permis est interdit ») et d'établir une liste positive ouverte, complétée au fur et à mesure des analyses de risques liées aux demandes d'introduction d'espèces étrangères, quel qu'en soit le motif. Dans le cas des importations de tous types, à la faveur d'activités commerciales ou touristiques, il convient de les sécuriser au maximum, étant entendu qu'il est hors de question d'interdire ces mouvements, indispensables au développement économique de l'archipel.

Pistes pour une réglementation adaptée aux espèces envahissantes

– Adopter un principe d'examen préalable de chaque filière d'importation en réalisant une analyse coût/bénéfice (ou toute autre analyse alternative), laquelle fondera le cadre réglementaire et technique de suivi du risque accepté.

– Adopter une liste négative ouverte comprenant les organismes de quarantaine, du point de vue espèces envahissantes.

– Mettre en place un programme de vigilance et d'alerte, en s'appuyant sur les systèmes régionaux diffusant des listes d'alerte.

– Adopter un principe de responsabilité de l'importateur ou de l'exploitant, chaque fois qu'il obtient par délégation la franchise d'effectuer lui-même les détections et les surveillances.

– Lier toute nouvelle installation à la réalisation d'une station de surveillance de la biodiversité en effectuant un point zéro : le but est de disposer, pour ce point, d'un inventaire de la biodiversité, avec un degré d'exhaustivité acceptable compte tenu des moyens disponibles.

Quant à la surveillance aux points d'entrée en Nouvelle-Calédonie, elle doit s'exercer de manière différenciée aux frontières externes et aux frontières internes. Dans le premier cas, les inspections douanières déterminent les marchandises nécessitant un traitement par les agents phytosanitaires, comme cela existe actuellement. Dans le deuxième cas, il faut tenir compte des situations des trois entités de l'archipel. La Grande Terre concentrant la plupart des espèces allochtones, à la différence des autres îles habitées, il convient d'établir un contrôle efficace et acceptable au niveau des transferts inter-îles, à l'instar des pratiques en cours à Tahiti. Néanmoins, quelle que soit la vigilance, il faut savoir que les contrôles aux frontières ne seront jamais suffisants. La force d'un système de prévention repose sur la mise en œuvre d'un réseau de bio-surveillance efficace.

Le réseau de bio-surveillance devrait s'articuler autour de plusieurs dispositifs complémentaires

– Des stations de surveillance de la biodiversité, établies pour témoigner de l'état de la biodiversité avant toute installation industrielle, minière ou commerciale (touristique en particulier).

– Des stations écologiques implantées en fonction de leur représentativité des ensembles écologiques de l'archipel.

– Un programme de surveillance assuré, d'une part par des agents identifiés (au niveau territorial et provincial) pour les visites de terrain et les prises d'échantillons éventuelles, d'autre part par des scientifiques mobilisés pour les examens de laboratoires (personnels de la Davar ou des instituts de recherche présents dans l'archipel). D'où la nécessité de renforcer le personnel actuel, affecté à ce type d'opérations.

– Un organisme (ou une personne) clairement identifié(e) pour animer ce réseau.

Il reste qu'aucun système de bio-surveillance ne peut conduire à un risque zéro. Il est donc fondamental d'intervenir le plus tôt possible en cas d'alerte sur une éventualité d'envahissement. Dans un premier temps, on pourra tenter l'éradication ou, à défaut, mettre en place un programme destiné à contrôler le développement de l'espèce concernée.

Comment répondre aux cas d'urgence ?

– Mobiliser les moyens publics mais aussi privés (en particulier les associations naturalistes volontaires, dans le cadre d'un programme financé au niveau territorial et provincial, et des bailleurs de fonds comme l'Union européenne, WWF…).

– Mettre en place un programme d'éradication, sous certaines conditions, pour les espèces potentiellement invasives et pour les espèces envahissantes encore faiblement développées.

– Mettre en place un programme de lutte visant à contenir le développement des espèces trop fortement installées.

Enfin, l'implication des populations concernées est une condition nécessaire de réussite pour toute opération de lutte contre les espèces envahissantes, et plus généralement de protection du patrimoine. En dépit du peu d'études publiées à ce jour sur l'impact des campagnes de communication, quelques points importants valent d'être soulignés pour la réussite de telles campagnes, en particulier sur le choix des groupes cibles.

Comment impliquer les populations ?

– Une campagne d'information doit s'inscrire dans le cadre d'une stratégie de lutte bien définie.

– Le bon choix des groupes cibles est primordial : par exemple, les ouvriers qui se succéderont, en ce qui concerne les risques liés aux entreprises minières.

– Une évaluation de l'impact doit être réalisée en cours de campagne, et à son terme, afin d'en analyser les causes de succès ou d'échec.

– Une campagne de formation précoce et systématique pourrait être organisée en direction des scolaires (comme cela a déjà eu lieu en province Sud).

Comment financer la lutte contre les espèces envahissantes

Plusieurs possibilités existent pour dégager des ressources susceptibles de contribuer à la mise en œuvre des suggestions évoquées précédemment :

■ une taxe affectée à la protection de l'environnement qui pourrait concerner les produits à l'importation (en fonction du volume des échanges), et qui pourrait être prélevée pour une autre part sur la taxe du foncier bâti, et/ou porter sur les transports aériens… ;

■ une contribution directe des responsables de projets touristiques et/ou de nouveaux industriels, pour la mise en place d'analyses coûts/bénéfices et d'opérations de surveillance environnementale ;

■ un recours aux dotations de l'assemblée territoriale et des organes de décision des provinces ;

■ des demandes ciblées aux bailleurs de fonds internationaux ou mondiaux (l'Union européenne, au travers par exemple du projet net-biome du 6e PCRD, le Fonds pour l'environnement mondial…).

Une autre piste consiste à concevoir une véritable politique de développement fondée sur : la protection du patrimoine naturel, la valorisation de cette richesse, et l'installation de parcs naturels protégés, à l'instar de nombreux autres pays qui ont développé le tourisme vert. L'archipel néo-calédonien, *hot spot* de la biodiversité, possède en effet une très grande variété de paysages et d'espèces vivantes endémiques. Il a donc la possibilité de développer intelligemment le tourisme vert. Dans une telle perspective, il faut concevoir un projet d'ensemble pour l'archipel, fondé du point de vue financier sur la constitution d'un fonds pour l'environnement. L'abondement de ce fonds pourrait se faire par différentes voies :

■ l'institution de taxes, ou d'un système d'aides, à partir de prélèvements sur le produit d'activités économiques, directement intéressées ou impliquées par la qualité de l'environnement ;

■ des contributions volontaires, ou instituées, en provenance des projets industriels menaçants pour l'environnement.

Il faut pour cela une volonté politique, un opérateur institutionnel dynamique, un projet structuré et ambitieux conduisant à la mise en place d'un réseau d'aires protégées et exploitées intelligemment, à l'image de ce qui se fait ailleurs (Costa Rica…). Un tel projet est générateur de devises et d'emploi.

LES RECOMMANDATIONS EN BREF

Recommandations	Exigences	Solution et coût
Établir des listes noires ou grises	Disposer du nom scientifique des espèces	Consultation des sites web dédiés
Créer la composante phytosanitaire du laboratoire de la Davar	– Laboratoire de 70 m^2 environ (électricité, eau, gaz, meuble, placard, paillasses…) Équipement (optique, autoclave, verrerie, petit matériel, produits de laboratoire, livres de détermination, ordinateur, liaison internet…) – Personnels : 1 ingénieur, 2 techniciens 1 véhicule	– Coût à évaluer sur place (équivalent en France : 50 000 € environ pour fonctionnement annuel) – Première priorité : ce chiffre pourra être doublé si l'on décide de prendre en compte correctement les analyses de risques
Construction d'une quarantaine	– Parcelles protégées et surveillées – Serre S 2/3 (*insect proof*)	– Coût à évaluer sur place – Le coût d'un équipement semblable en France peut aller de 50 000 à 150 000 € selon les exigences d'isolement
Formations à la détermination et à l'analyse de risques		
Mise en place d'un réseau de surveillance	– Stations de surveillance (1 par implantation à risque) – Stations écologiques (1 par site caractéristique) – Ceci demande pour la surveillance et les contrôles aux frontières internes : 2 agents pour les îles 3 agents pour la Grande Terre	– Les agents doivent pouvoir être mobilisés dans toutes les parties du territoire. Ils doivent être conduits par la même organisation et former une équipe pour d'évidentes raisons d'efficacité collective – Ce nombre peut être amené à augmenter par la suite

Recommandations	Exigences	Solution et coût
Un programme d'intervention rapide (urgence) et de traitement des espèces déjà présentes	Établissement d'un fonds de protection de l'environnement permettant d'organiser et de sous-traiter éventuellement les opérations d'éradication ou de contrôle	L'assiette de ce fonds dépend de l'engagement du pouvoir politique : taxes sur les opérations industrielles ou commerciales ayant une incidence ou dépendantes de la qualité de l'environnement
Campagnes d'information ou de communication	– Objectif défini – Indicateurs de suivis définis – Analyse et synthèse finale – Rédaction et publication	Financement par le fonds d'intervention et par les partenaires

Annexes

Cahier des charges de l'Expertise collégiale

Introduction

L'archipel néo-calédonien possède des spécificités dont il faut tenir compte dans chacune des contributions à l'expertise (insularité, climat subtropical, diversité culturelle, situations différentes selon les provinces, situation institutionnelle, 0,5 % de la biodiversité mondiale).

Éléments de contexte

a. Mobilisation régionale et internationale sur le sujet des espèces envahissantes (initiatives des collectivités territoriales, des chercheurs, de l'UICN, positionnement de la Nouvelle-Calédonie (NC) par rapport à la stratégie régionale Pacifique Sud, projet d'insertion de la NC dans le plan national de la biodiversité…).

b. Heurts et malheurs des introductions.

c. Réalité du contrôle sanitaire aux frontières, insuffisance du contrôle des risques environnementaux.

Périmètre de l'analyse

a. Définition retenue par les commanditaires : « une espèce envahissante est une espèce exogène (allochtone, exotique, importée) dont l'introduction, volontaire ou fortuite, mais surtout la prolifération dans des milieux naturels ou semi-naturels provoque, ou est susceptible de provoquer, des nuisances dans l'archipel calédonien ». Cette définition exclut donc du champ de l'expertise des espèces locales qui développeraient un caractère envahissant (niaoulis, loriquets,...). Elle met l'accent sur le caractère incontrôlable ou difficilement maîtrisable de sa prolifération (adaptée de la définition de l'UICN).

b. Limitation au milieu terrestre, dont les eaux douces.

c. En ce qui concerne les agents pathogènes, limitation aux vecteurs biologiques.

Objectif Expertise Collégiale (EC)

Apporter des éléments constitutifs d'un système de bio-sécurité pertinent et efficace pour l'archipel néo-calédonien, à partir d'une analyse scientifiquement fondée :

■ des systèmes de bio-sécurité des pays de la zone Pacifique sud ;

■ des risques liés à l'introduction et à la prolifération d'espèces allochtones en Nouvelle-Calédonie.

Questionnement de l'Expertise collégiale

Aspects biologiques

a. Analyse de la situation des espèces envahissantes (EE) présentes et susceptibles d'entrer en NC : inventaire.

b. Typologie des risques potentiels (analyse critique des critères de classement et de hiérarchisation, analyse des voies d'entrée, évaluation des risques) permettant d'établir des listes positives pour la Nouvelle-Calédonie.

c. Cahier des charges d'une introduction autorisée.

d. Analyse critique des éléments techniques dans la prise en compte des systèmes de bio-sécurité (prévention, surveillance, éradication, contrôle).

e. Définition des outils permettant l'évaluation de l'impact environnemental : applicabilité au contexte des EE et des différents contextes écologiques néo-calédoniens.

Aspects socio-économiques et réglementaires

a. Analyse de la communication sur le risque lié aux EE (ou sur un thème comparable).

■ Étude de deux campagnes de communication permettant la prise en compte de certaines des spécificités néo-calédoniennes (insularité, diversité culturelle…). L'une de ces 2 campagnes doit avoir fait l'objet d'une étude d'impact.

■ Construction d'une grille d'analyse de terrain applicable en NC (vecteurs d'information, perception et acceptabilité des risques, conditions de réussite ou d'échec de la mise en place d'un dispositif collectif).

b. Étude comparée de quelques dispositifs juridiques et réglementaires utilisés en zones insulaires.

■ Mise en évidence des caractéristiques essentielles d'un système de bio-sécurité (structure, coordination, fonctionnement, coût, gestion de crises) en tenant compte à la fois du contexte institutionnel de la Nouvelle-Calédonie et des interactions NC *vs* extérieur, mais également des relations inter-provinciales.

■ Mode de financement.

c. Analyse des critères de construction d'une étude coût/bénéfice appliquée au risque environnemental, adaptée à chacune des EE et aux différents contextes écologiques (Grande Terre et îles Loyauté).

Conditions d'efficacité d'un système de bio-sécurité néo-calédonien

a. Réactivité/inertie.

b. Partage/regroupement des compétences (technique, missions, financement).

c. Plans d'urgence.

Faisabilité d'une étude prospective sur scénarios

a. Simulation d'une introduction (fourmi de feu) et d'une prolifération (miconia) d'EE sur la Grande Terre et sur les îles Loyauté.

b. Étude coût/bénéfice.

Pour cette étude, il faut impérativement un expert local référent pour chacun des cas.

Plan de travail du collège d'experts

Inventaire

Question 1 : Les îles de Nouvelle-Calédonie sont-elles toutes affectées de façon comparable par les invasions biologiques ? Question abordée à travers l'analyse de quelques groupes taxonomiques.

Question 2 : Quelles sont les espèces potentiellement envahissantes (végétales ou animales) faisant courir un risque environnemental majeur pour l'archipel néo-calédonien ?

Évaluation des risques et des conséquences (environnementales et socio-économiques) des introductions volontaires ou non

Question 3 : Pour les espèces décrites comme menaçantes à la « question 2 », quelles caractéristiques locales (de l'environnement, du système de surveillance) doit-on identifier comme essentielles pour évaluer la probabilité d'invasion dans le contexte néo-calédonien ? Il s'agira de présenter la succession d'événements conduisant à un envahissement du milieu (importation volontaire ou non, installation, propagation durable, etc.) et de mettre en lumière les points de contrôle possibles associés à chaque étape du processus d'invasion.

Note : tenir compte de la situation particulière (en « bout de chaîne ») des îles de l'archipel dans leurs relations avec la Grande Terre.

Question 4 : Comment évaluer les conséquences probables sur l'environnement d'une introduction non maîtrisée, à partir de cas d'invasions connus et documentés dans le Pacifique. Exemples : le rat noir (province des îles Loyauté), la fourmi de feu, le miconia (Tahiti).

Question 5 : Analyse des méthodes usuelles de valorisation des biens environnementaux comme biens publics (services non-marchands). Différencier ensuite les différents types de coûts associés aux espèces envahissantes : coûts directs, perte de biodiversité, coûts de prévention et de contrôle. Discuter des options envisageables (à partir de la littérature) en terme de partage de ces coûts entre les parties prenantes (entreprises, collectivités, transporteurs, consommateur final, etc.).

Note : tenir compte de la situation particulière (en « bout de chaîne ») des îles de l'archipel dans leurs relations avec la Grande Terre.

Question 6 : Sur quelles bases, et de quelles manières, conduire une analyse coût/bénéfices intégrant différents scénarios d'introduction, et permettant d'appuyer une politique de contrôle raisonnée ? Discuter de la façon dont une telle analyse pourrait être appliquée à la décision d'autoriser l'importation d'une espèce potentiellement envahissante, telle que la fougère arborescente d'Australie (plante ornementale).

Analyse critique des mesures de contrôle et des méthodes d'intervention

Question 7 : Quels sont les éléments d'un système de détection et de surveillance après l'introduction ? Peut-on en évaluer l'efficacité ?

Question 8 : Dans la situation où elles expriment actuellement ce potentiel, quelles sont les mesures d'éradication ou de gestion qui ont déjà été prises (ou expérimentées) ? Peut-on en évaluer l'efficacité ?

Question 9 : Compte tenu de toutes ces informations, peut-on établir un tableau des risques encourus par la Nouvelle-Calédonie ?

Biosécurité, analyse et propositions

Question 10 : Analyser la pertinence de quelques systèmes de biosécurité des espèces envahissantes mis en place par quelques pays de la zone du Pacifique. Quelles en sont les caractéristiques techniques, juridiques, organisationnelles ?

■ Par quels critères ou de quelles manières pourrait-on apprécier, pour chacune des espèces candidates, l'aptitude à devenir envahissante ?

■ Dans les îles du Pacifique, où les EE sont encore absentes, quelles mesures ont été mises en place pour prévenir leur introduction ? Peut-on analyser leur pertinence et leur efficacité ? Cas d'étude : insectes (Hawaï).

■ Les propositions doivent tenir compte des différentes voies d'entrée possibles dans chacune des entités constituant l'archipel néo-calédonien.

Question 11 : Analyser de la même manière le système néo-calédonien.

Question 12 : Faire toutes les suggestions portant sur la pertinence, la cohérence, la structure et le fonctionnement de ce système.

Communication sur le risque

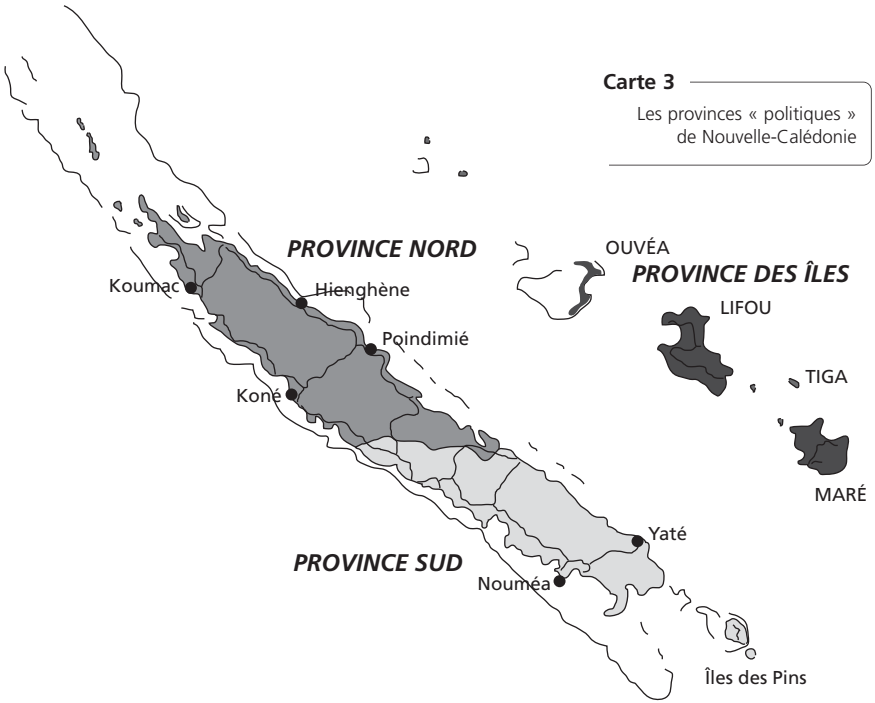
Question 13 : Présentation rapide des avantages et des inconvénients comparés des campagnes de communication et de formation, par rapport à des instruments réglementaires, dans un contexte de réduction des risques environnementaux. Analyse des conditions d'efficacité de campagnes différenciées, selon les avertissements diffusés : populations ciblées, vecteurs de diffusion, relais de l'information mobilisés.

Question 14 : Présenter les objectifs de campagnes de communication et de sensibilisation aux risques liés aux espèces envahissantes, notamment dans le Pacifique. Préciser les modalités de mise en place et les performances, le cas échéant, de campagnes différenciées (par site, zone géographique), ainsi que la prise en compte des aspects culturels et communautaires.

Question 15 : Analyser deux campagnes de communication en Nouvelle-Calédonie visant à sensibiliser la population à risques environnementaux ou sanitaires, et en tirer des conclusions pour les spécificités néo-calédoniennes. L'une des deux études doit avoir fait l'objet d'une étude d'impact.

Question 16 : En fonction des différents éléments présentés aux questions 13, 14 et 15, construire une grille d'analyse permettant de mettre en place une analyse de terrain en Nouvelle-Calédonie. Cette analyse de terrain ne sera pas réalisée dans le cadre de l'expertise. Faire des suggestions sur la façon dont les messages d'information pourraient être structurés afin d'être pertinents en terme d'impact réel (modification des comportements) et par conséquent, de permettre l'implication de la population néo-calédonienne.

La Nouvelle-Calédonie et les espèces envahissantes



Carte 3
Les provinces « politiques » de Nouvelle-Calédonie

Province Sud

La lutte contre les espèces envahissantes fait partie des grands enjeux identifiés par la province Sud en matière de protection de l'environnement. Cette problématique justifiant la coordination et l'union des efforts des collectivités impliquées, la province Sud a fortement impulsé la constitution d'une structure de coordination et de concertation réunissant les provinces, la Nouvelle-Calédonie et l'État, assistée d'experts scientifiques issus des organismes de recherches implantés en Nouvelle-Calédonie.

La province Sud souhaite aujourd'hui s'impliquer dans un programme opérationnel et coordonné répondant tant aux besoins de protection et qu'à la mise en place de moyens de lutte contre les espèces envahissantes.

C'est pourquoi elle a souhaité, aux côtés des autres collectivités de Nouvelle-Calédonie, disposer d'un état des connaissances en la matière, par le biais de la mise en œuvre de cette expertise collégiale.

Par ailleurs, elle s'implique d'ores et déjà sur le terrain. La province Sud a financé des programmes d'éradication des rats sur les îlots afin de protéger les oiseaux marins et depuis 2005 réalise en régie une action de lutte contre le miconia. De nombreuses études ont été commandées afin de mesurer les impacts des envahissantes sur le milieu naturel (ex : cerfs rusa…) et des supports de communication sont réalisés pour sensibiliser le public aux dangers de certaines espèces (fourmis envahissantes, poissons d'aquarium, tortue de Floride…).

En province Sud, le développement économique du secteur rural pour l'emploi figure parmi les priorités. À cet effet, le code des investissements pour ce secteur a été complètement refondu en 2005 et rassemblé en un seul document simplifié voté à l'unanimité par l'assemblée de Province. Il repose sur un zonage afin de favoriser l'implantation agricole dans les communes de l'intérieur, sur les périmètres irrigués, les terres coutumières et des surprimes en fonction de la nature des porteurs de projets (jeunes, coopératives) ou du statut des filières (prioritaire, ouvert, saturé). En parallèle à ce nouveau code, la direction du développement rural a été réorganisée autour de trois missions principales que sont l'appui technique et le conseil de gestion aux agriculteurs, la conduite d'études pour assurer le développement local et la gestion des aides. Ces objectifs s'inscrivent dans le souci d'un développement respectueux de l'environnement et de la santé publique puisque la production biologique intégrée des végétaux, les mises aux normes sanitaires et environnementales font partie des itinéraires techniques financièrement soutenus par la province.

Province Nord

Bien que plus éloignée des circuits de « contamination » potentiels par les espèces envahissantes, la province Nord est soucieuse des phénomènes d'envahissement biologique, aussi bien végétal qu'animal. En effet, sa faible densité de peuplement implique également que l'espace est moins étroitement surveillé, et donc propice au développement « discret » de phases d'installation d'espèces envahissantes.

En outre, la ruralité étant la règle en province Nord, une bonne partie de la population vit dans des proportions diverses (et de façon commerciale ou vivrière) de l'agriculture, de la chasse et de la cueillette. La monopolisation de l'espace par les espèces envahissantes ou les effets néfastes – directs ou indirects – sur l'aptitude des terres à êtres exploitées a donc un impact direct et immédiat sur la qualité de vie des habitants de la province.

L'impact des rongeurs, notamment sur l'avifaune et l'herpétofaune, la lutte contre les mammifères introduits (animaux féraux, cerfs et cochons) constituent des questions sur lesquelles la province Nord envisage ou a d'ores et déjà entamé des opérations.

Les invasions biologiques ne connaissant pas les limites administratives de l'homme, et ce dernier constituant de plus en plus le vecteur principal de dissémination, la question des espèces envahissantes devient une question centrale de la protection de notre patrimoine naturel et de notre qualité de vie.

Province des îles Loyauté

L'Exécutif de la province des îles Loyauté, en 2001, a validé le schéma directeur recommandant l'orientation vers l'agriculture et l'élevage respectueux de l'environnement afin de préserver la qualité de la lentille d'eau douce.

Cette orientation est à la fois d'intérêt humain, social et écologique. Depuis, la province des îles Loyauté s'est attachée à ce que l'ensemble des outils de développement mis en place, à savoir, la formation, la recherche et l'installation des producteurs, s'oriente vers cette politique. L'ensemble de la population loyaltienne, et notamment celle de Lifou et Maré, est consciente de la fragilité de la qualité de la lentille d'eau douce du fait qu'elle la consomme. Des budgets importants sont consacrés à la mise en oeuvre concrète des actions respectueuses de l'environnement. Non seulement, les îles Loyauté possèdent une double insularité, mais le fait de s'être orienté vers ce type de développement durable et écologique les rend d'autant plus fragiles à toute introduction accidentelle d'espèces envahissantes. La problématique de l'introduction d'espèces envahissantes doit de fait, à la fois prendre en compte la fragilité des écosystèmes mais également intégrer les orientations de développement et l'organisation des agro-systèmes loyaltiens.

Gouvernement de Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie dispose d'un statut sanitaire particulièrement favorable, de productions agricoles générant des ressources significatives au monde rural, ainsi que d'une biodiversité dont la richesse et l'endémisme sont mondialement reconnus.

Face aux défis et aux enjeux que représentent les espèces envahissantes, le gouvernement soutient l'initiative des provinces pour la réalisation d'une expertise collégiale sur les espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie. Les productions attendues devront permettre aux collectivités, chacune dans son champ de compétence, de mieux s'organiser et de se structurer, pour mener des opérations raisonnées et concertées, visant à prévenir l'introduction des espèces envahissantes, voire le cas échéant, à lutter contre leur expansion.

Dans le cadre des compétences dévolues à la Nouvelle-Calédonie par l'Accord de Nouméa, le gouvernement s'engage d'ores et déjà à adapter ses règles de biosécurité à l'évolution des flux d'échanges contemporains. Ce renforcement des mesures sanitaires aux frontières, vise la préservation du statut sanitaire de l'archipel, contribuant à prévenir l'introduction des espèces envahissantes, et par là même à préserver les atouts économiques et naturels de la Nouvelle-Calédonie.

Les provinces, collectivités compétentes en matière de développement et d'environnement, ont un rôle majeur à jouer dans la mise en œuvre d'un dispositif d'actions concerté et partenarial, puisqu'elles sont organisées de manière à effectuer des missions à un niveau local.

Présentation du collège d'experts

Alain Coleno
Bureau des ressources génétiques
16 rue Claude-Bernard - 75231 Paris cedex 05
alain.coleno@wanadoo.fr

Marc Delos
Direction régionale de l'agriculture et de la forêt
Services régionaux de la protection des végétaux
Boulevard A. Duportal – Cité Administrative Bâtiment A
31074 Toulouse cedex
Marc.delos@agriculture.gouv.fr

Estelle Gozlan
Inra/INA-PG - Économie publique
BP 01 - 78850 Grignon
Esgozlan@grignon.inra.fr

Hervé Jourdan
IRD – UMR 022 CBGP (Centre de biologie et gestion des populations)
Laboratoire zoologie appliquée
BP A5 - 98848 Nouméa cedex - Nouvelle-Calédonie
Herve.jourdan@noumea.ird.nc

Jean-Claude Lefeuvre
Museum national d'histoire naturelle
ERT Biodiversité fonctionnelle et gestion des territoires
Campus de Beaulieu - Avenue du Général Leclerc - CS 74205
35042 Rennes cedex
Jeanclaudelefeuvre@wanadoo.fr

Lloyd Loope
US Geological Survey - Pacific Island Ecosystems Research Center
Haleakala Field Station
P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA
Lloyd-loope@usgs.gov

Jean-Yves Meyer
Délégation à la recherche de la Polynésie française
BP 20981 Papeete
Tahiti - Polynésie française
Jean-yves.meyer@recherche.gov.fr

Michel Pascal
Inra – Équipe « Gestion des populations invasives »
Station Scribe
Centre Inra de Rennes - Campus Beaulieu
35 042 Rennes cedex
Michel.pascal@rennes.inra.fr

Andy Sheppard
Csiro Entomology
GPO Box 1700
Canberra, ACT 2601 - Australia
Andy.sheppard@csiro.au

Alban Thomas
Inra/Lerna
Université des sciences sociales
21, allée de Brienne - 31000 Toulouse
Thomas@toulouse.inra.fr

Dominique Chouchan
Journaliste
67, rue Maurice Gunsbourg - 94200 Evry-sur-Seine
Chouchan@club-internet.fr

Présentation du comité de suivi

Remy Amice
Direction des affaires vétérinaire, alimentaires et rurales (Davar)
Service d'inspection vétérinaire, alimentaire et phytosanitaire (Sivap)
Remy.amice@gouv.nc

Nicolas Barré
Institut agronomique néo-calédonien
Barre@iac.nc

Lionnel Brinon
Province Sud – Développement rural
Lionel.brinon@province-sud.nc

Jean-Jérôme Cassan
Province Nord – Service environnement
dde-environnement@province-nord.nc

Sylvia Cornu-Mercky
Province des îles – Direction des affaires économiques
Mercky@loyalty.nc

Victor David
Congrès de la Nouvelle-Calédonie
Vdavid@congres.nc

Anne-Claire Goarant
Province Sud – Direction des ressources végétales
Anne-claire.gorarant@province-sud.nc

Hervé Jourdan
IRD – UMR 022 CBGP (Centre de biologie et gestion des populations)
Laboratoire zoologie appliquée
BP A5 - 98848 Nouméa cedex – Nouvelle-Calédonie
Jourdan@noumea.ird.nc

François Mademba-Sy
Province Sud – Développement rural
Francois.mademba-sy@province-sud.nc

Joseph Manauté
Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie
Joseph.manauté@gouv.nc

Thierry Mennesson
Institut agronomique néo-calédonien
Tmennesson@iac.nc

Isabelle Ohlen
Province Sud
Isabelle.ohlen@province-sud.nc

English
version

Invasive Species in the New Caledonian Archipelago

A major economic and environmental hazard

Scientific coordinators

Marie-Laure Beauvais, Alain Coléno, Hervé Jourdan

Rapporteur

Dominique Chouchan

The first part of the review (synthesis report and recommendations) is presented in printed form, first in French and then in English. The second part (analyses) is present on CD-ROM.

IRD Éditions

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DÉVELOPPEMENT

collection Expertise collégiale

Paris, 2006

Editorial preparation
Rachel Vincent

Layout
Bill Production

Page makeup, cover and interior
Pierre Lopez

English translation
Harriet Coleman

Coordination
Département Expertise et Valorisation, IRD

Production monitoring
Catherine Plasse

This expert group review was performed at the request of the Government and the New Caledonia authorities (Southern Province, Northern Province and Loyalty Islands) – Institut agronomique néo-calédonien (IAC), acting as agent.

© IRD, 2006
ISSN 1633-9924 / ISBN : 2-7099-1613-4

The panel of experts

Scientific coordination

Marie-Laure Beauvais (IRD)
Alain Coléno, Président (Bureau des ressources génétiques)
Hervé Jourdan (IRD)

Rapporteur

Dominique Chouchan

Members

Marc Delos (Direction régionale de l'Agriculture et de la Forêt - SRPV)
Estelle Gozlan (Inra)
Jean-Claude Lefeuvre (Museum national d'histoire naturelle)
Lloyd Loope (Pacific Island Ecosystems Research Center, USGS)
Jean-Yves Meyer (Délégation à la recherche - Polynésie française)
Michel Pascal (Inra)
Andy Sheppard (CSIRO Entomology)
Alban Thomas (Inra)

With contributions of

Nicolas Barré (Institut agronomique néo-calédonien)
Fabrice Brescia (Institut agronomique néo-calédonien)
Michel de Garine-Wichatitsky (Institut agronomique néo-calédonien)
Thierry Frétey (Association Racine)
Tanguy Jaffré (IRD)
Joël Jérémie (Museum national d'histoire naturelle)
Philippe Keith (Museum national d'histoire naturelle)

Olivier Lorvelec (Inra),
Jérôme Munzinger (IRD)
Christian Mille (Institut agronomique néo-calédonien)

Peer reviewers

Bernard Chevassus au Louis (Museum national d'histoire naturelle)
David Simberloff (Université du Tennessee, EU)

The following also took part in producing the expert group review

Michèle Bouchez (IRD – Département Expertise et Valorisation)
Anne Glanard (IRD – Département Expertise et Valorisation)

Details of the numerous bibliographical sources underpinning the analyses presented in this synthesis will be found in the analytical chapters, on the CD-ROM.

Contents

Abbreviations 148
Aims and methods of the expert group review 151
Introduction 155
An ancestral practice 155
Useful species and unnecessary species 156
Particularities of New Caledonia 158
International agreements 160
In New Caledonia 162
The expert group review 162

■ *Part one*
Synthesis and recommendations

Invasive species in New Caledonia 167
Definitions 167
A particularly vulnerable group of islands 168
Invasive vertebrates 172
Invasive plants 180
Potentially invasive invertebrates 184
Invasive freshwater species 186
Risks and environmental impacts 189
From introduction to propagation 189
Invasion risk 191
The dangers of laxism 192
One disastrous invasion in New Caledonia 194
Invasion risk in New Caledonia 195
Evaluating economic impacts 199
Costs and benefits of invasive species 199
Cost-benefit analysis method 200

Cost-benefit analysis in New Caledonia 203
Strengths and weaknesses of cost-benefit analysis 206
Alternative methods 207
Suitable method(s) for invasive species 209

Control strategies 211
From detection to surveillance 211
Eradication successes and failures 216

Biosecurity systems 219
Phytosanitary hazards from the national and international standpoints 219
Biosecurity in the Pacific 222
The New Caledonian quarantine system 224
Risk monitoring and management in New Caledonia 226

Communication on invasive species 229
From information to communication 229
Communication campaigns in the Pacific 232
Successes and failures in New Caledonia 234
Suggestions 235

Suggestions and recommendations 237
The quarantine system 238
Environmental hazards 238
Financing invasive species control 241
Summary of recommendations 242

■

Annexes

Appendix 1 – Specifications of the expert group review 247
Introduction 247
Aims of the review 248
Elements of the review 248
The experts' work plan 249
New Caledonia and invasive species 252

Appendix 2 – The panel of experts 256

Appendix 3 – The monitoring committee 258

■ *Part two*

Analytical chapters (CD-ROM)

Question 1 – Are all the islands of New Caledonia affected by biological invasions in the same way?

– Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale

JEAN-CLAUDE LEFEUVRE CD-ROM

– Les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : première évaluation et recommandations de gestion

JEAN-YVES MEYER, LLOYD L. LOOPE, ANDY SHEPPARD, JÉRÔME MUNZINGER, TANGUY JAFFRÉ CD-ROM

– Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés : invasions, disparitions

MICHEL PASCAL, NICOLAS BARRÉ, MICHEL DE GARINE-WICHATITSKY, OLIVIER LORVELEC, THIERRY FRÉTEY, FABRICE BRESCIA, HERVÉ JOURDAN CD-ROM

– Les invertébrés introduits dans l'archipel néo-calédonien : espèces envahissantes et potentiellement envahissantes. Première évaluation et recommandations pour leur gestion

HERVÉ JOURDAN, CHRISTIAN MILLE CD-ROM

Question 2 – What potentially invasive plant or animal species currently constitute major environmental threats to New Caledonia?

– Les invertébrés menaçants pour l'archipel néo-calédonien : recommandations pour leur prévention

HERVÉ JOURDAN CD-ROM

– Quelques espèces animales envahissantes aux frontières de la Nouvelle-Calédonie et présentant un risque environnemental majeur

LLOYD LOOPE, MICHEL PASCAL CD-ROM

Question 3 – For species identified as dangerous under Question 2, which local characteristics (of the environment or of the surveillance system) are crucial for assessing the probability of invasion into New Caledonia?

– Probabilité d'invasion biologique et environnement local

ALBAN THOMAS, ANDY SHEPPARD, ESTELLE GOZLAN CD-ROM

Question 4 – How can the likely consequences for the environment of an uncontrolled introduction be assessed? Start from cases of known, documented invasions in the Pacific

– Les conséquences d'une politique de non gestion des espèces envahissantes

Hervé Jourdan, Lloyd Loope CD-ROM

Question 5 – Analysis of common ways of profiting from environmental goods as public goods (non-marketable services)

– Impacts de l'introduction d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie : aspects méthodologiques pour l'évaluation économique et pistes de réflexion pour un partage efficace des coûts

Alban Thomas, Estelle Gozlan, Lloyd Loope CD-ROM

Question 6 – On what basis and in what way should a cost-benefit analysis incorporating different introduction scenarios be conducted, to provide the basis for a rational control policy?

– Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvénients et difficultés de l'analyse coûts/bénéfices, méthodes alternatives de critères de décision

Alban Thomas, Estelle Gozlan CD-ROM

Question 7 – What are the elements of a system for detection and surveillance after introduction? Can the efficacy of such a system be assessed?

Andy Sheppard, Lloyd Loope CD-ROM

Question 8 – What eradication or management measures have already been taken (or experimented with) that express this potential? Can their efficacy be assessed?

– L'éradication : une mesure de gestion des populations allochtones

Lloyd Loope, Andy Sheppard, Michel Pascal, Hervé Jourdan CD-ROM

Question 9 – Given all the above information, is it possible to draw up a table of the risks for New Caledonia?

Alain Coléno CD-ROM

Question 10 – Analyse the relevance of some biosecurity systems already set up in Pacific countries to protect against invasive species. Describe their technical, legal and organisational characteristics

ANDY SHEPPARD, LLOYD LOOPE, MARC DELOS, JEAN-YVES MEYER CD-ROM

Question 11 – Analyse the New Caledonian system in the same way

– Cas particulier du dispositif néo-calédonien ;
aptitudes à appréhender les espèces envahissantes

MARC DELOS, ANDY SHEPPARD CD-ROM

Question 12 – Make all possible suggestions regarding the pertinence, consistency, structure and functioning of this system

– Suggestions

ALAIN COLÉNO CD-ROM

Questions 13-16 – Communicating about the risk

ESTELLE GOZLAN, ALBAN THOMAS , JEAN-YVES MEYER CD-ROM

Abbreviations

CBA	Cost-Benefit Analysis
CBD	Convention on Biological Diversity
CGAPS	Coordinating Group on Alien Pest Species
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora
CRC	Cooperative Research Center for Australian Weed Management
DAE	*Direction des affaires économiques*, New Caledonia
DAVAR	*Direction des affaires vétérinaire, alimentaire et rurale*, New Caledonia
DDE-E	*Direction du développement économique et de l'environnement*, New Caledonia.
DDR	*Direction du développement rural,* New Caledonia
DRN	*Direction des ressources naturelles*, New Caledonia
ERMA	Environmental Risk Management Authority, New Zealand
FAO	Food and Agricultural Organization
FRDP	Framework Research and Development Programme (European Union)
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade
GIS	*Groupement d'intérêt scientifique,* research investment agency (France)
GISP	Global Invasive Species Programme
HACCP	Hazard Analysis Critical Control Point
HDOA	Hawaii Department of Agriculture
HDOA-PQ	Hawaii Department of Agriculture, Plant Quarantine Branch

HIS	Import Health Standards
IAS	Invasive Alien Species
ICPM	Interim Commission on Phytosanitary Measures (FAO)
ICSU	International Council for Science
IPPC	International Plant Protection Convention
IPPC	International Panel on Climate Change
IRA	Import Risk Analysis
ISPMs	International Standards for Phytosanitary Measures
IUCN	International Union for Conservation of Nature
KARA	Kahului Airport Pest Risk Assessment
MAF	Ministry of Agriculture and Forestry (New Zealand)
MISC	Maui Invasive Species Committee
PRA	Phytosanitary Risk Analysis (also Pest Risk Analysis)
RIFA	Red Imported Fire Ant
SARS	Severe Acute Respiratory Syndrome
SCOPE	Scientific Committee on Problems of the Environment (an ICSU body)
SPM	Sanitary and Phytosanitary Measures
USGS	US Geological Survey
WEF	World Environment Fund
WRA	Weed Risk Assessment
WTO	World Trade Organisation

Aims and méthods of the expert group review

The IRD (*Institut de recherche pour le développement*) conducts expert group reviews "to order", to inform policy decisions and public debate on issues of importance to society. Making its scientists' research and knowledge available to the community is one of the missions of a State-funded research agency.

Their choice of action is eminently political and must take account of data from quite other fields than scientific research. The IRD's purpose in designing the "expert group review" method is a more modest one: to put together the knowledge available in the literature on a given subject, draw out the implications of that knowledge for a particular case, draw clear conclusions on which there is scientific agreement, identify points that are still controversial and point out any areas where the available information does not provide a basis for drawing practical conclusions.

There are three key points for conducting a useful, reliable review:

■ Decisions often have to be taken in a far shorter time than thorough research would allow. Citizens need measures to be taken quickly, sometimes as a matter of urgency. An expert group review is designed to report on existing knowledge as found in the international literature; in principle, no new data are collected and no complicated new use of data is attempted.

■ The questions addressed rarely concern only one scientific discipline. All facets of the problem have to be elucidated, including from the most recent literature. The panel of experts therefore has some dozen members from different disciplines. The overall conclusions are debated and agreed collectively, each person taking full responsibility. The IRD's Consulting and Industrial Liaison Department has the report peer reviewed by qualified persons outside the panel to make sure it covers the field in full, is clear, and accurately reflects the international literature. The experts on the panel have the final decision as to their conclusions.

■ Decision makers and citizens are rarely familiar with the terminology of the scientific disciplines concerned, but for public debate to take place they must have direct access to the scientists' reasoning and conclusions. The authors of the report have to present their analyses using specialised terminology in order to ensure that their reasoning is "traceable", but they must also draw up a simple and fairly concise synthesis report for the lay reader.

These factors determine the schedule set for an expert group review and the form of publication. In particular, they determine the original approach used in the initial and final stages of the review:

■ Even before the panel of experts is formed, the questions to be asked are worked out by common agreement at an initial workshop between scientists and the commissioning institutions (who usually also want to involve stakeholders and partners directly concerned). The parties need to agree exactly on each one's expectations. For example, some questions crucial for decision making are outside the scope of a scientific review and must be excluded. On the other hand, to focus their conclusions, the scientists must be guided by a sound knowledge of the context in which decisions are to be taken.

■ After putting together the data and analyses each expert has drawn from their own sphere of competence, the panel compares and collates their opinions. Their conclusions, worked out collectively, are then published in the form of a synthesis report accessible to a fairly wide readership. The synthesis report has to summarise a huge amount of work of a kind rarely presented in this form, and its scientific and practical scope will often reach far beyond the region or country directly concerned. For this reason the synthesis reports are always published in English as well as French.

This was the method adopted for the review on *Invasive Species in New Caledonia*.

This report is the panel's scientific response to serious questions about biodiversity protection asked by New Caledonia's three provinces.

The specifications drawn up at the initial workshop included a set of twelve questions (see Appendix 1). A panel of ten scientists was formed, chaired by Alain Coléno (see Appendix 2 for the full list of panel members).

As with other publications in the *Expertises collégiales* series, the reader will find the experts' synthesis report and conclusions in book form. In a

pocket in the book's cover is a CD-ROM containing the analytical chapters on which the synthesis report is based.

The IRD Consulting and Industrial Liaison department wishes to convey its sincere thanks the monitoring committee (see Appendix 3) for the consistently thoughtful and carefully-formulated questions it raised as a basis for the experts' investigations.

All our thanks also to the experts. It is not always easy to work and think together on a scientific literature review. Theirs is the glory, as well as the responsibility for the findings.

Special thanks to Alain Coléno who headed the panel with total commitment. Thanks to his generosity and open-mindedness the panel was able to bring their information together coherently.

And to Fabrice Colin, director of the IRD centre in Nouméa, who was kind enough to act as interface between Nouméa and Paris and who always made himself available for the requirements of the review.

Our thanks to all those who contributed to the review and its publication, especially Anne Glanard and Michèle Bouchez.

Lastly, sincere thanks to Bernard Chevassus-au-Louis (Museum national d'histoire naturelle) and David Simberloff (University of Tennessee) for their thorough and competent reading of the review.

Marie-Laure Beauvais
Project supervisor, expert group reviews

Introduction

Every year, an estimated 25,000 to 50,000 species go extinct on the Earth owing to changes caused by human activity. Many international organisations including the World Conservation Union (IUCN) consider biological invasions to be the second most important cause of biodiversity loss worldwide, coming just after habitat destruction. On small islands, where biodiversity is both exceptionally original and exceptionally vulnerable, it is the main cause of species extinction. The New Caledonian archipelago, which has a unique flora and fauna, is no exception. It is one of the ten "hotspots" of tropical biodiversity: the rate of endemism is 75-100% depending on the order or family of plants or animals and some species are found nowhere else on earth.

In an economic context of increasing and increasingly free trade, New Caledonia is at risk of intentional or involuntary introduction of plant or animal species with the potential to become invasive. The risk has increased in recent years, as New Caledonia has become more dependent on imports, of food particularly. A proper assessment of this risk is important if the islands' heritage and environment is to be protected. What makes the task especially complicated is that potentially invasive species do not have a particular biological profile allowing identification in advance. Such a large group of islands presents added difficulties: given the amount of trade between the islands, preventive control points cannot be limited to the international points of entry (Tontouta airport and the port of Nouméa).

An ancestral practice

Worldwide, people have awoken late to the problems caused by invasive species? especially because, since the end of the last ice age, humans have never ceased to transport plant and animal species away from their natural range. Introducing new species was viewed as an effective way of improving the lot of human communities by bringing new sources of food to a fast-growing population. Deliberate introduction of foreign species for utilitarian

purposes is traditional? to such an extent that few European farmers, for example, know that they are growing Peruvian potatoes, Manchurian buckwheat, Mesoamerican maize and beans, Caucasian apples and Middle Eastern flax. Few farmers know that the ancestors of their turkeys came from Mesoamerica and those of their chickens from Indonesia.

Introductions to strengthen a nation's productive potential have always had their ardent defenders. From the 17th century on, the discovery of new continents including the Americas revealed the prodigious diversity of exotic flora especially tropical flora. Botanical gardens were created to acclimatise them to temperate latitudes. One of the first such gardens, the Jardins du Roy in France, was created in 1635 for the sole purpose of facilitating the introduction of exotic species; the success of these introductions, by Bernard de Jussieu (1699-1777) and other learned men, aroused much admiration. In 1793 the Jardins du Roy became the Museum national d'histoire naturelle, but the tradition continued. Around that time Geoffroy Saint-Hilaire (1778-1844), zoologist, created the menagerie in the Jardin des Plantes and the Société Impériale d'Acclimatation. The public's taste for exotic plants and animals has never waned.

Worry about the dangers of alien organisms emerged early on. The literature abounds in descriptions of examples of intentional or inadvertent introductions that led to epidemics in humans or animals; bubonic and pneumonic plague in the Middle Ages, epidemics of flu, cholera, smallpox and rabies, of mildew in plants, the spread of West Nile virus and SARS, etc. Governments have generally set up control systems to prevent such epidemics as far as possible, with biosurveillance, vaccination, eradication measures etc. These systems are mainly intended to deal with infectious agents and the reservoir or vector species that carry them; the corresponding risk is universally recognised by all and the measures, however restrictive they may be, are accepted unanimously.

Useful species and unnecessary species

There is less unanimity when it comes to species regarded as "useful": horticultural species, game animals, plants with agricultural potential, pets etc., which may be intentionally introduced (though sometimes for debatable reasons) and which then escape through negligence or thoughtlessness, their inva-

sive potential unsuspected or deliberately ignored. Only twenty years ago, many scientists were fairly indifferent to the problem except in agronomy, even though the concept of an invasive species was first introduced in 1855, by Swiss botanist Alphonse de Candolles. But in those days, he was mainly addressing the question of a species extending its range and becoming cosmopolitan.

Of course, not all species intentionally or inadvertently imported into a country establish themselves, even briefly, in the wild. Others may settle where they have been introduced and go no further. A species is only considered to be naturalised when it spreads naturally beyond the place where it has initially established. And the only naturalised species regarded as invasive are those that multiply in natural or manmade environments to the extent that they significantly alter the composition, structure or functioning of the ecosystem concerned. It is clear that the great majority of introductions do not survive. There is little discussion of this in the literature. Some species may remain unnoticed for years, then either disappear or develop into invasive species if changes in their environment give them a competitive advantage.

In 1996 British biologist Mark Williamson established the so-called "tens rule", based on numerous examples. According to him, of every 1,000 plant species introduced an average of 100 would establish successfully, ten would naturalise and one would become invasive. But however small the proportion of introduced species that actually become invasive, this does not belie the seriousness of the problem. Far from it, as Williamson's example of the United Kingdom shows: of 12,000 species imported, 1600 established themselves successfully, 200 became naturalised and 39 proved invasive.

The environmental and economic cost of these invasions can be very high (see pp. 189 and 199 sqq). Invasive species have spread and have affected virtually every type of ecosystem in the world. They have contributed to hundred of extinctions of other species, especially in island ecosystems. The risk of landscapes and ecosystems becoming uniform and homogeneous increases as human behaviour evolves. One example is the abolition of seasonal differences in the fruit and vegetables available on the market, with strawberries, cherries, melons and green beans available even in winter. This has meant introducing these domesticated species to countries at different latitudes and then transporting the produce across and between continents from their new site of production to the place of consumption. This process can facilitate the introduction of new crop pests. The

risk is especially great with inter-continental trade in wild or ornamental plants in the form of seeds, propagules or whole plants.

Economically, taking account of all business sectors affected by biological invasions? farming, fishery, shellfish farming, tourism, human health etc.? the costs engendered are enormous. For example, the invasion of beehives by the *Varroa* mite may cost New Zealand alone an estimated US$ 267 to 602 million. And according to recent work (published in 2000) by American researcher David Pimentel and his collaborators, who tried to aggregate the economic cost of all damage occasioned by foreign species in the United States, annual expenditure in that country amounts to US$ 137 billion.

Particularities of New Caledonia

Because of their geographical isolation, small islands harbour many endemic plants and animals, often including species that are unique to that place. According to the World Environment Fund, an estimated 75% of bird and animal species that lived on such islands are now extinct, and between them the world's small islands harbour one-sixth of endangered plant species. Thus their high rate of endemism gives island states their potential wealth, but also makes them vulnerable? to the effects of global warming (e.g. rising sea levels), natural disasters (bush fires, tropical cyclones, etc.), the impact of any mining and of course introduced species that may become invasive.

The New Caledonian archipelago is one of the most temperate in the South Pacific. It has a sub-tropical climate affected by oceanic influences and the trade winds. With its temperate climate and many different water regimes, New Caledonia offers many suitable places for potentially invasive species to get established, be they from tropical regions, Mediterranean regions or places with an oceanic climate. The only living organisms that do not find favourable conditions here are those that need low temperatures at some point in their life cycle. However, the variations in rainfall between different parts of the archipelago may hinder the spread of some alien species, keeping them within one part of the archipelago.

Another frequent factor in New Caledonia is tropical cyclones. In 25 years six cyclones have passed through southern part of the territory and eleven through the northern part. Given the distance from land areas large enough to be signif-

icant sources, and the westerly direction the cyclones move in, tropical cyclones cannot be a major means of transport for new organisms to reach the islands. They can however accelerate dissemination within the archipelago or to neighbouring islands, undermining the quarantine measures taken in some areas.

Trade also favours the introduction of exotic species. In particular, food imports to the territory? fruit, vegetables, cereals, bovine livestock products? have increased significantly in recent years. Ornamental horticulture is also growing fast, with strong demand for imported exotic species. Many of these imported species are on the quarantine lists, as they are regarded as potential carriers of pests (see p. 167). Further, new points of entry to the territory are opening up with the development of mining and the accompanying increase in freight traffic, pollution, waste volume and flows of workers from abroad.

Even a species that the public has come to regard as indigenous can cause considerable damage to ecosystems and biodiversity. One example is the rusa deer, which has become an integral part of New Caledonian culture although it was introduced less than 150 years ago. Twelve individuals were introduced in 1870. By 1990 there were 100,000 to 120,000 and their numbers are still increasing. The rusa deer has contributed significantly to the retreat of the primary forest formations on Grande-Terre, especially the dry forest, which now covers no more than 1% of the area it occupied before humans arrived (see the papers by J. Cl. Lefeuvre and M. Pascal *et al*.). Overbrowsing by the deer modifies the vegetation in places, suppressing the undergrowth in sclerophyll forest, for example. It also now threatens seven endemic dry forest species, all classed as endangered by the IUCN.

As regards inadvertent introductions, the little fire ant is an emblematic example (see p. 189). This ant, *Wasmannia auropunctata*, is regarded as indigenous in a zone stretching from the Caribbean to Uganda, including almost all of tropical South America and Central America. In recent decades, as trade has spread it too has spread around the tropical belt. It was accidentally introduced into New Caledonia in the 1960s, spreading at first along with the Caribbean pine. It colonises farmland and urban areas as well as wilderness. Among other problems, its fierce bite makes it a major nuisance for mammals and humans, and it promotes pest damage to plants through a reciprocally beneficial relations with several homopterans and other plant-eating species. It also endangers biodiversity by reducing the number of arthropods in the areas it infests, changing the ecological balance.

International agreements

Worldwide, there are now a certain number of measures for protecting territories from invasive species, in particular quarantine measures, which have developed gradually as awareness of the problem of has increased. These systems appeared in the context of the plague epidemic that hit Europe in the late Middle Ages. The first examples, applied in the Adriatic ports in the late 14th century, obliged incoming ships to keep at a distance from the port for a period of forty days. This was considered sufficient time for any latent symptoms of the dread disease to be expressed. The duration was reduced as knowledge about infectious diseases increased. Although the objective link between the movement of humans and the development of epidemics had already been established in the 14th century and action taken on that basis, quarantine practices remained empirical until the late 19th century.

In the late 19th century the Pasteurian view of epidemics took hold, including epidemics of plant and animal diseases. Increasingly frequent and rapid movements of people and goods made it clear that earlier observation about human diseases were equally valid for plants and animals. Repeated crop failures due to disease, particularly the collapse of European winegrowing when phylloxera became established, made it clear that new measures were needed. By the end of the 19th century, laws made quarantine mandatory for animals (Contagious Diseases (Animals) Act of 1869 in Great Britain, for example) followed in 1884 by a comparable Act in the USA. For plants, legal restrictions on trade were introduced in the late 19th century. The Berne Convention to counter grapevine phylloxera was drafted in 1881 and adopted in 1889, while in Great Britain and Ireland the Destructive Insects Act was passed in 1877 to prevent the introduction of the Colorado beetle, and in 1907 the Destructive Insects and Pests Act extended that cover to crop diseases.

But not until the eve of the first World War did various European countries set up a complete import quarantine system. Thereafter nearly a century passed before a new dimension of the risk was taken into account? the notion of invasion by alien species and their impacts on the environment (see box). Nonetheless, there are still unanswered questions to which no existing law or other arrangement provides a solution. In particular, although invasive species that are potential pests for cultivated or wild plants are gradually

being taken into account under the International Plant Protection Convention (IPPC), there are no arrangements for monitoring or regulating those that do not affect plants, or do so only very indirectly. Whence the difficulty of preventing or properly managing the risk (see p. 211). Similarly, there is currently no organised monitoring of invasive animal species not considered to be direct or indirect plant pests or vectors of diseases covered by the veterinary services.

Chronology of main protection measures

1911: France and other European countries introduce a complete import quarantine system.

1912: United States introduces similar provisions.

1929: The Rome Conference lays the groundwork for regulations that are later used for the International Plant Protection Convention (IPPC).

1951: IPPC adopted under the aegis of the FAO

1973 and again 1997: IPPC revised to bring it into compliance with GATT trade agreements. The second revision also lays down that the IPPC applies to the protection of cultivated and wild plants and includes protection against direct and indirect damage by pests, weeds included. The framework of the Convention thus extends to protecting the environment against threats to the life and health of plants and ecosystems from any pest. This new form of quarantine could be called ecological or environmental quarantine (compared to the earlier systems of sanitary and phytosanitary quarantine).

1992: adoption of the Convention on Biological Diversity (CBD), ratified by many countries but not by the United States. It addresses the question of invasive alien species and their impact on ecosystems, habitats and other species.

Since 1999: the FAO's Interim Commission on Phytosanitary Measures (ICPM) has been working to clarify its role with regard to pests of plants.

2000: the Cartagena Protocol reintroduces the precautionary principle, but only as applied to the potential adverse effects of a living genetically modified organism.

2001: The Interim Commission on Phytosanitary Measures (ICPM 3) rules that invasive alien species that are pests of plants, are not yet present in a country, or are present but not widely distributed and officially controlled, may be considered quarantine pests and be subject to IPPC provisions.

In New Caledonia

New Caledonia's biosecurity situation and system should be considered within the international context (see p. 219). An incorporating Act passed on 19 March 1999 set up New Caledonia's governing structures and allotted them specific competencies. For natural resources and the environment, outside of New Caledonia's territorial waters the French state has the competencies resulting from international agreements, while New Caledonia is competent to regulate and exercise the right to exploit, manage and conserve biological and non-biological natural resources within its exclusive economic zone. It is also competent with regard to zoosanitary and phytosanitary regulations, and for slaughterhouses. The provincial authorities are responsible for all fields not attributed to the responsibility of the French state, the New Caledonia government or the communes. The provinces are responsible for protecting their environments. They regulate and exercise the rights of exploration, exploitation, management and conservation of biological and non-biological resources of inland waters including harbours and lagoons, the soil and subsoil, and territorial waters.

The Consultative Committee on the environment, set up by an act of parliament in 1999, includes representatives of the French state, the New Caledonia government, the provinces and the communes. Its composition, attributions and mode of operation were laid down by a decision of Congress. Ports and airports are under the responsibility of the New Caledonia government. Public health, zoosanitary and phytosanitary regulations exist, but they do not explicitly cover the plant or animal species liable to interfere with strictly environmental aspects. There remains a lack of harmonisation among different initiatives and there is no coherent set of protection measures against invasive species. Also, success in combating such species depends on the involvement of the New Caledonian population (see p. 229). In the light of these facts, and of the damage already done by invasive species in New Caledonia, those responsible for the environment in the provinces (Northern, Southern and Loyalty Islands) decided to commission an expert group review from the Institut de recherche pour le développement (IRD).

The expert group review

New Caledonia's provincial and territorial authorities have taken a number of initiatives on invasive species in recent years, with a view to setting up

a structure to define a collective strategy for protecting and conserving biodiversity. They also felt the need for an accessible record of current knowledge on the issue, and asked the IRD to conduct an expert group review.

In July 2004, the IRD's Consulting and Industrial Liaison department was asked to examine the issue and formulate the IRD's response. A mission went out to Nouméa to talk to policy makers and actors in the field as widely as possible and learn of their experiences and questions. This laid the groundwork for a preliminary framework of the review.

The review proper began in December 2004, when the initial workshop was held. The aim of this workshop was to bring together scientific experts on invasive species and the New Caledonian environmental policy makers who had asked for the review, to formalise the questions the review was to answer and suggest a precise framework, a set of specifications. This stage of the process, which is absolutely essential, must bring to light all the expectations and motivations of the review's sponsors.

This is why it is so important to meet all the actors directly or indirectly involved in the field the review is to cover. The specifications as subsequently written up must reflect precisely the sponsors' requirements. Clearly, however, the experts' contributions, based entirely on data drawn from the published literature and such "grey literature" as is available and reliable, may not be able to meet all the sponsor's expectations. That is why the experts leave themselves a margin for simply quoting expert opinion on points not sufficiently documented. They also recognise the need to provide conclusions as relevant as possible to the operational decision bodies' possible future needs, taking into account the particular situation of each of the archipelago's administrative entities.

The first two months of 2005 were spent bringing together a panel of internationally reputed experts capable, between them, of covering all fields within the scope of the review. The Consulting and Industrial Liaison department commissioned David Simberloff of Tennessee University and Bernard Chevassus, Chairman of the Museum national d'histoire naturelle, to peer review all the experts' papers and the synthesis report.

The panel of experts held their first meeting in April 2005 in New Caledonia. One purpose of that meeting was for each expert to take personal and group responsibility for the fields covered by the specifications

and the sponsors' questions. The scope and framework for each of the papers had to be discussed and decided. And a collective work schedule had to be fixed. The panel had to define the necessary time and space limits to produce a coherent, pertinent document fulfilling the requirements of an expert group review on invasive species in New Caledonia by December 2005.

The experts held their second and final working meeting in mid-October 2005. They reported on progress on their contributions and settled problems of consistency. An outline of the synthesis report was presented to the steering committee.

Synthesis and Recommendations

Invasive species in New Caledonia

The first international programme on invasive species was started in 1982. Entitled *Ecology of biological invasion*, it was launched on the initiative of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), a body established by the International Council for Science (ICSU). One of the first publications issued by the programme, in 1986, concerned Australia, where the number of species introduced and naturalised in at least four States has increased in linear fashion since the arrival of the Europeans in 1788. There followed several publications on other parts of the world: North America and Hawaii, South Africa, Europe and the Mediterranean Basin, the Tropics. A synthesis of the entire programme was published in 1989 under the title *Biological invasion, a global perspective* (J.A. Drake *et al.*, John Wiley & Sons Ltd.).

As regards New Caledonia, it may be assumed that species introductions have been occurring for about 4000 years. In fact humans reached the islands fairly late; one of the oldest archaeological remains discovered so far, on Île des Pins, dates from 2000 BC. Since then, humans seem to have been permanently present on the islands. James Cook discovered Grande-Terre in 1774 AD.

The eventful geological history of the hundred-odd islands that make up the territory of New Caledonia, their geographical isolation dating back to very early times, and their topographical, hydrological and climatic particularities, all suggest? as has been extensively confirmed? that they vary widely in the richness and composition of their indigenous flora and fauna. This chapter presents an initial assessment of the number and type of invasive plant and animal species present.

Definitions

In this document we define invasive species as "any alien, non-native or imported species intentionally or accidentally introduced and whose

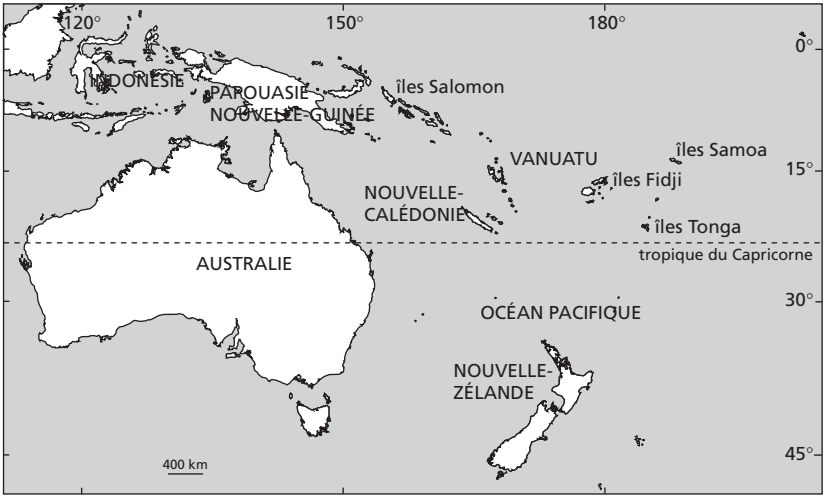
proliferation in natural or semi-natural environments causes or is likely to cause damage."

We define alien species as a species living in a biogeographical area outside its natural range, in contrast to an indigenous species. The definitions of alien and indigenous refer to the concept of a species' natural range, which bears no relation to the geographical boundaries between countries, let alone lesser administrative regions. Given the large number of islands that make up New Caledonia, a given species may very well be indigenous (and in many cases endemic) in one island or even part of an island, and alien in others. Of course, not all alien species are invasive[1].

A PARTICULARLY VULNERABLE GROUP OF ISLANDS

New Caledonia has a somewhat temperate tropical climate, with two main seasons: a hot season from mid-November to mid-April and a cool season from mid-May to mid-September. Between them come a short dry season from mid-April to mid-May and the main dry season from mid-September to mid-November. Mean annual temperatures vary between 21.9°C and 24.1°C, with a maximum in January and February. This relatively clement climate provides favourable conditions for very many potentially invasive species to establish themselves. However, there are significant differences between the different parts of the archipelago, owing to its geographical configuration (see Map 1): the West and North coasts are much drier than the East and South coasts. The differences in rainfall from one area to another limit the spread of invasive species to all parts of the territory, because each species has its particular moisture requirements.

[1] For greater precision in these definitions, see the papers by M. Pascal *et al.* and J-Y Meyer *et al.* Using these definitions, we will not deal here with species or varieties which, although indigenous or endemic, can become invasive. Examples in New Caledonia are *Casuarina collina* (Casuarinaceae) and *Acacia spirobis* subsp. *Spirobis* (Leguminosae), which behave invasively in places where plant communities have been degraded by human activity. Another example is *Commersonia bartramia* (Malvaceae) in Port-Bouquet and the Tchamba valley, or the creeper *Mucuna platyphylla* (Leguminosae), both of which can propagate rapidly or displace other indigenous plants to form single-species cover. While it is not necessary, or a priority, to eradicate them (which would anyway be impossible), it is important not to propagate them and to inform neighbouring countries and island groups of the risk of invasive behaviour by these New Caledonian species.



Map 1
New Caledonia

New Caledonia spreads out between 18° and 23° S and between 164° and 167° E. It consists of a main island, Grande-Terre, and numerous outliers, a total of 18,585km^2 of land. Stretching beyond Grande-Terre (16,890km^2) are small, isolated islands such as Île des Pins to the south and the Belep islands in the lagoon north of Grande-Terre. Further north are the coral atolls of Huon and Surprise (Entrecasteaux reefs). The Loyalty Islands, northeast of Grande-Terre, have three main islands, Ouvéa, Lifou and Maré. West of Grande-Terre lies the Chesterfield plateau with the Chesterfield and Bellona atolls.

A major source of New Caledonia's vulnerability is trade (see paper by M. Delos *et al.* particularly). New Caledonia trades with almost 150 countries, from Western, Central and Eastern Europe to the United States, Asia, Africa and the Near East. Half its trading partners are temperate industrialised countries (in 2003, 46% of imports, in value terms, came from France), the other half from tropical countries (35%) and island countries with climates similar to its own (15%). Among the good imported (see Table 1) are foodstuffs (+ 24% in 1994 values between 1999 and 2003), machinery (+ 85%), equipment and transport (+ 238%) and wood (stable).

Owing to New Caledonia's economic development, agriculture now accounts for only 1.9% of GDP, a similar percentage to mainland France and other French overseas territories.

Table 1 – Imports into New Caledonia between 2001 and 2003, in F.CFP million (FCFP 1000 = €8.38)

Catégory	2001	2002	2003
Foodstuffs	19,545	19,859	20,480
Mineral products	18,053	17,033	16,826
Chemical products	9,655	10,674	11,435
Rubber and plastic goods	5,109	5,175	5,264
Wood and wooden goods	1,537	1,440	1,671
Paper and paper goods	3,728	3,590	3,743
Textile products	4,240	4,352	4,462
Metals and metal goods	7,611	8,146	8,750
Machinery, appliances and electrical equipment	23,519	23,138	26,760
Equipment and transport	19,431	19,373	46,909
Other	11,744	14,398	17,568
Total	**124,171**	**127,178**	**163,869**

Source : Direction régionale des douanes

While the food sector still depends massively on imports of products that for technical or economic reasons cannot be produced locally (about 70,000 tonnes of fresh animal and vegetable produce per year of temperate-climate produce and frozen foods), the farm situation has changed considerably in the past 15 years. Over that period, the rate of coverage from local output has increased by 41% to 53% owing to a steady increase in farm output, which has increased in value from €34.5m in 1991 to €88.8m in 2004.

New product chains have emerged during this period, particular exports of squash to Japan (3,029 tonnes in 2002) and other exports of fruit and vegetables which have grown remarkably fast, with a production value increasing from €8.4m to €24.3m.

However, local produce and particularly fruit and vegetables are periodically affected by tropical cyclones (Rewa in 1994, Béti in 1996, Frank in 1999, Erica in 2003) which increase demand for imports. Fruit and vegetables are the main vectors for *Tephritidae* (fruit flies); the introduction of new species of fruit fly to

Table 2 – Origin of ornamental horticulture material (cut flowers and ornamental plants)

	Parent tree on the holding	Plant material bought locally	Plant material imported	Plant material collected from the wild	Other source
Loyalty Islands Province	80%	7%	0%	7%	6%
Northern Province	58%	26.1%	7.7%	6%	2.1%
Southern Province	15.4%	6.8%	75.5%	2.3%	0%
New Caledonia	**16.1%**	**7.1%**	**74.4%**	**2.3%**	**0.1%**

New Caledonia is not desirable. As regards cereals, output has increased 18-fold in 10 years (6,095 tonnes of maize and 19 tonnes of wheat in 2003). And the quarantine lists (which are not yet exhaustive) include numerous pests of maize.

Ornamental horticulture is a fast-growing sector in New Caledonia. The number of ornamental horticulture holdings increased from 37 in 1989 to 168 by 2003 and is still increasing. Seventy per cent of these holdings are in Southern Province, where demand is strongest. This region concentrates 95% of the 100 ha growing ornamentals commercially in New Caledonia. Three quarters of their basic plant material is imported and represents a significant risk factor (see Table 2).

The species most commonly marketed as cut flowers are roses (over a million stems), anthurium (several hundred thousand stems), sunflower, strelizia (several tens of thousands), gerbera and orchids, most of these latter two being directly imported. All these species, as cut flowers or pot plants, are potential carriers of major plant pests on the quarantine lists, be they insects [Aleurodes (*Bemisia* sp.), leaf miners (*Lyriomyza* sp.), fruitworms (*Helicoverpa* sp.)] or bacteria (*Xanthomonas*). For example *Xanthomonas campestris* pv *dieffenbachiae* has become established in many tropical countries where anthurium can be grown. Some of these organisms feed on a range of different species, which makes them as much of a danger to wild plants as to the cultivated plants on which they arrived.

Tourists too may introduce alien plant or animal species. The risk seems relatively slight today, in view of the low level of tourism in New Caledonia?

about 100,000 tourists a year, a figure that has remained stable for ten years. However, the number of tourists did double between 1986 and 2003, so vigilance is called for, especially as some points of entry by cruise passengers may not be under sufficient surveillance.

The influx of people working in the nickel mining sector is a major hazard, however. New Caledonia, which holds about 20% of the world's nickel reserves, is to date the third largest producer. Output is still increasing and is largely based on foreign labour.

New points of entry to the territory have been established in connection with the mining industry, others will be in the near future: Koumac (northern Grande-Terre), Goro (southern Grande-Terre), Koné (western Grande-Terre). Traditionally, the main points of entry to be monitored have been the port of Nouméa, which handles 99% of goods traffic, and the international airport at Tontouta, through which 200,000 travellers pass each year, half of them tourists and half residents. Returning residents are more likely than tourists to bring in exotic species. Postal traffic is another way for alien species to arrive. This risk is increasing rapidly with the success of online shopping, the goods being delivered by post. Seeds, bulbs and rhizomes for private gardens and horticulture all arrive by post.

Controlling international entry points is of course one of the key points in any system of biosecurity and prevention against invasive species. But domestic traffic, island-to-island traffic especially, is also an important factor for contamination.

Invasive vertebrates

To be accurate, the question of biological invasions must be considered over the long term. Too many studies have been limited to the recent past, and assume, wrongly, that human societies have only recently had an impact on their environment. This leads to biased interpretation: situations that have resulted from many centuries of Neolithic human activity are assumed to be natural. In this study, we will cover the period from 2000 BC to 2005 AD, 2000 BC being the date of the earliest archaeological evidence of human presence in New Caledonia. We will also refer to the date of introduction of a species, where known, rather than estimating when it became established in the wild.

Not all the indigenous and non-native species considered to be a part of New Caledonia's fauna actually breed there; some only spending time there

at other stages of their life cycle. This applies to many bird species, but also some fish and mammals (such as cetaceans, which breed at sea). In this document, therefore, we consider indigenous species and established aliens to include only those that reproduce in New Caledonia and constitute one or more permanent populations. Otherwise we would have to list all the non-native species that have been present in New Caledonia for short periods, which cannot be done in the present state of knowledge. Nor would it be useful for the purposes of this study to try to do so.

That said, the New Caledonia archipelago counts 295 terrestrial, freshwater and brackish water vertebrate species. Of these 295 species, nine belonging to the order Anguilliformes and seven belonging to the Mugiliformes are reputed to breed only at sea, taking the number considered for this study down to 279. Over the past 4000 years (Melanesian period to 1774, historical period thereafter) 18 species disappeared from the territory; 15 of them, endemic to New Caledonia, became extinct (8% of the territory's endemic and indigenous vertebrates). Of these disappearances, 14 (76%) occurred during the Melanesian period: four species of reptile, ten of birds. The other four (24%), all birds, occurred during the historical period. Which means that 0.4 species disappeared per century during the Melanesian period, compared to 1.6 per century in the modern period? four times as many.

15% of all recorded vertebrate species in New Caledonia are aliens. Subtracting those species that have already died out, alien species account for 16% of currently existing species in New Caledonia: 17% of fish, 100% of amphibians (only one species), 4% of reptiles, 17% of birds and 57% of mammals. Of the 42 alien vertebrates currently recorded, 4 have invaded the territory recently and apparently spontaneously. These four are all birds: the dusky moorhen (*Gallinula tenebrosa*), masked lapwing plover (*Vanellus miles*), little bittern (*Ixobrychus minutus*) and greater cormorant (*Phalacrocorax carbo*). Of the other 38, 37 have been introduced, intentionally or inadvertently, since the historical period began, and only one, the Pacific rat (*Rattus exulans*), was certainly introduced during the Melanesian period.

Some other species are thought to have arrived spontaneously from elsewhere or been introduced by humans. They are the Pacific or Solomon Islands tree boa (*Candoia bibroni*), five geckos (*Gehyra vorax*, *Hemidactylus garnotii*, *Hemiphyllodactylus typus*, *Lepidodactylus lugubris*, *Nactus pelagicus*) and a skink (*Emoia cyanura*). If this hypothesis is confirmed, it would

bring the number of alien species in New Caledonia to 49? 80% of existing species. If they prove to have arrived during the Melanesian period, 8 invasions would have occurred during that time compared to 41 during the historical period? 16% and 84% of total invasions respectively.

Naturally enough, it is the inhabited islands that have the highest percentage of alien species (see Table 3 and the detailed inventory in the paper by M. Pascal *et al.*). Grande-Terre, where all New Caledonia's alien species can be found, has nearly twice the proportion of alien species as the various Loyalty Islands (the very low number recorded on Île des Pins seems to be an underestimate). Very isolated islands that have never been inhabited have the lowest rates (Entrecasteaux 2 group, Walpole, Hunter). Grande-Terre is thus a major potential source for the introduction of such species to the other islands, given their geographical proximity and close trading ties. (NB: Belep, Beautemps-Beaupré and some satellite islands of the larger islands are not included in this study owing to lack of data). In the light of the available information, the Chesterfield Plateau islands are treated as a single group and the Entrecasteaux Reef islands as two groups.

Table 3 – Number of indigenous, endemic, alien and lost vertebrates of each island unit considered in the study

Entité	Lost	Endemic	Indigenous	Alien*	% alien**
Chesterfield	0	0	15	1 *(0)*	6.7
Île des Pins	8	27	36	3 *(7)*	4.8
Grande Terre	17	100	82	42	23.1
Entrecasteaux 1	1	0	16	2	12.5
Entrecasteaux 2	0	0	15	0	0
Ouvéa	0	11	38	5 *(4)*	12.2
Lifou	1	16	41	5 *(3)*	10.5
Tiga	1	1	19	3 *(7)*	15.0
Maré	2	16	38	6 *(6)*	13
Walpole	1	0	14	1 *(2)*	7.1
Matthiew	0	0	8	0 *(3)*	0
Hunter	0	0	7	0 *(3)*	0

* In brackets: number of species potentially present and whose absence is not specified in the literature.

** Percentage of alien species present compared to endemic + indigenous species.

Table 4 – Impact of non-native vertebrates in New Caledonia *

Common name	Latin name	Initial introduction	Presence on other islands	Impact in New Caledonia (NC)	Know impact in other regions	IUCN list
Common carp	*Cyprinus carpio*	Grande-Terre, 1950s				X
American black bass, largemouth bass	*Micropterus salmoides*	Grande-Terre, 1960s		Major cause of extinction of *Galaxias neocaledonicus*, endemic to NC. Potential vector of viral haemorragic septicemia		X
Mozambique tilapia	*Oreochromis mossambicus*	Grande-Terre en 1854				X
Green and golden grass frog, green and golden bell frog	*Litoria aurea*	Grande-Terre, late 19th century	Île des Pins, Loyalty islands, Ouvéa Lifou, Maré	Carnivore, occasonal cannibalism, carries larvae of *Angiostrogylus cantonensis* which can be human parasite		
Terrapin (slider)	*Trachemys scripta*	Grande-Terre past decade			Risk of spread of salmonella in humans	X
Common house gecko	*Hemidactylus frenatus*	Grande-Terre World war II	Île des Pins and Lifou (at least)	Agonistic behaviour towards other geckos, excludes parthenogenetic forms of *Hémidactylus garnotii* and *Lepidodactylus lugubris*		

* For further information see paper by M. Pascal *et al.*

Table 4 – (continued)

Common name	Latin name	Initial introduction	Presence on other islands	Impact in New Caledonia (NC)	Know impact in other regions	IUCN list
Mallard duck	*Anas platyrhynchos*	Grande-Terre early 1970s			Has caused disappearance of New Zealand grey duck (by genetic introgression)	
Common mynah	*Acridotheres tristis*	Grande-Terre 1867			Potential reservoir and vector of pathogens such as bird flu	X
Red vented Bulbul	*Pycnonotus cafer*	Grande-Terre mid-1980s			Similar impact to common mynah, but more severe	X
Domestic dog	*Canis Lupus*	Grande-Terre 1774 (?)	All islands	Major impact on birds (kagu), suspected of being responsible for disappearance of New Caledonian rail (bird). Predation on rusa deer and pigs (?)		
Domestic cat	*Felis silvestris*	Grande-Terre before 1860	Loyalty islands	Hazard for NC's rich endemic reptilian fauna	Serious impact on bird and reptile populations. Some 3,500 cats (1977 figures) in Kerguelen Islands are reported to kill 1.2 to 1.3 million birds a year.	X

Table 4 – (continued)

Common name	Latin name	Initial introduction	Presence on other islands	Impact in New Caledonia (NC)	Know impact in other regions	IUCN list
Wild pig, wild boar	*Sus scrofa*	Grande-Terre 1774	Île des Pins, Loyalty Islands	Damage to food crops and commercial crops, negative impact on malacofauna (molluscs), terrestrial microfauna, many fruits, seeds, rhizomes, tubers and perhaps some birds	Devastating impact recorded on many Pacific islands	X
Rusa deer	*Cervus timorensis*	Grande-Terre 1870	Satellite islets around Grande-Terre	Damage to dry forest and no doubt to humid forest, threat to more than ten plant species considered endangered by the IUCN, probably fosters spread of plant pests, damage to crops and forest plantations		
Wild ox	*Bos primigenius*	Grande-Terre c. 1850	Loyalty Islands	Grazing by wild ox thought to be responsible for disappearance of wooded savannah. Dissemination of invasive weeds (grasses, sedges, broadleaf herbaceous plants)	Regarded as a major threat to biodiversity on some Pacific islands	

Table 4 – (continued)

Common name	Latin name	Initial introduction	Presence on other islands	Impact in New Caledonia (NC)	Know impact in other regions	IUCN list
Goat	*Capra aegagrus*	Grande-Terre c. 1850	Ouvéa, Loyalty Islands	Endangers one endemic ligneous species, *Ochrosia inventorum*. Negative impact on regeneration of endemic plants in dry forest	Considered by some to be the most destructive species for island environments worldwide	X
House mouse	*Mus musculus*	Grande-Terre c. 1850	Entrecasteaux, Ouvéa, Lifou	Reservoir and vector for various human and animal pathogens e.g. the bacterium that causes leptospirosis	Causes major losses in sugar cane plantations in Martinique and Guadeloupe	X
Pacific rat	*Rattus exulans*	Before historical period	Grande-Terre, Ouvéa, Lifou	Questions as to interactions between the three rat species and with the house mouse, and regarding the parasitic fauna and bacterial flora they share, with possible consequences for human and animal health		
Brown rat	Rattus norvegicus	Grande-Terre c. 1850	Lifou	Probably major impact on endemic reptiles and amphibians, ground-nesting and burrowing birds, vegetation	Negative impact on native birds, reptiles, amphibians, crabs, insects and molluscs of tropical islands. Reservoir and vector of numerous pathogens	

Table 4 – (continued)

Common name	Latin name	Initial introduction	Presence on other islands	Impact in New Caledonia (NC)	Know impact in other regions	IUCN list
Black rat	Rattus rattus	Grande-Terre c. 1850	Entrecasteaux, Lifou	Impact on birds, reptiles and amphibians, molluscs (Île des Pins). Pest of crops and food stores.	Crop pest, depressive effect on seabirds, propagates alien species, reservoir and vector of numerous pathogens (plague, bilharzia, salmonella, leptospirosis)	X
European rabbit	Oryctolagus cuniculus	Îlot Leprédour c. 1870	Grande-Terre	Danger to very rich endemic flora	Impact on floristic composition and vegetation cover. Speeds erosion. Reservoir and vector of viruses (e.g. myxomatosis, viral haemorrhagic disease).	X

The impact of many alien species of vertebrates is unknown, as no studies have been done. Table 4 shows the species whose impact is documented for New Caledonia and those whose impact in other regions is known (see detailed data in paper by M. Pascal *et al*.). Some of these are on the IUCN list of the world's 100 most damaging alien species in terms of host ecosystem disruption.

Apart from the causes of contamination between Grande-Terre and other islands already mentioned (geographical proximity, trade and movements of people), a third cause is the deliberate transfer of alien species. This includes pets, aquarium fish, domestic pigeons, species introduced for hunting or fishing, etc. While some of these introductions may seem legitimate at first sight, none are without consequences, and they should be prohibited unless and until serious ecological studies have been performed to assess the relative risks and benefits. Measures taken to limit the introduction of alien species from outside the territory should also be applied within the territory.

Current knowledge of the biology, ecology and local impact of the 20 species in Table 4 is not sufficient to establish a reliable ranking order according to their relative risk for New Caledonian ecosystems or human and animal health. However, since twelve of them are on the IUCN list, close attention should be paid to these twelve, and quickly. Others, like the rusa deer, require pragmatic solutions (see paper by J-Cl. Lefeuvre). The rusa deer is considered both a domestic animal and a game animal. Production of deer meat increased seven-fold between 1991 and 2002. There would be fierce opposition from the population to any attempt to eradicate the deer. The problem will need to be managed at the local level, e.g. by creating protected areas, introducing properly planned cull hunting, etc.

Invasive plants

This section discusses currently invasive plants and potentially invasive plants. The latter category includes plants that are already present in New Caledonia but have not yet become invasive, and others not yet present but known to cause major damage in tropical and subtropical islands of the Pacific and Indian Oceans. The goal is not to provide descriptive data sheets on these plants (these can be found in the bibliography or on relevant websites? see paper by J-Y. Meyer *et al*.) but to try to rank them according to their ecological and socio-economic impacts.

The most recent inventory of introduced and cultivated plants in New Caledonia (*Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-*

Table 5 – Number and distribution of introduced plant species (invasive, naturalised, sub-spontaneous and cultivated) in the New Caledonia archipelago (adapted from MacKee,1994)

	Invasive	%	Naturalised	%	Sub-spontaneous and cultivated	Total
All islands	**67**	**100**	**296**	**100**		
Grande-Terre	62	98	276	93	956	1 294
Loyalty Islands (Maré, Lifou, Ouvéa, Tiga)	17	30	110	37	69	196
Île des Pins	31	49	71	24	31	133
Îles Belep (Art, Pott)	1	2	25	8	7	33
Île Walpole	5	8	-	-	-	-
Îles Yandé, Néba, Balabio, Baaba	2		-		-	
Île Surprise	1		-			-
Île Pam	1		-		-	
Île Matthew	-		-		-	
Îles Chesterfield	-		-		-	
Île hunter	-		-		-	
No locality, no specimen seen or presence doubtful	1		-		-	

Calédonie, H.S. MacKee, Museum national d'histoire naturelle, 1994) lists 1,412 taxons (species, subspecies, varieties and cultivars). These include 708 cultivated taxons, 170 cultivated or spontaneous and 87 spontaneous. It would appear that 360 of these taxons have become naturalised, including 64 (4% of the introduced flora and 18% of the naturalised flora) that can be considered invasive (see list of plants considered invasive in New Caledonia in the paper by J-Y. Meyer *et al*.). To these 64 should be added the weeds Caribbean pine (*Pinus caribaea*), *Imperatra cylindrica* and *Heteropogon contortus*, bringing to 67 the number of invasive plants in New Caledonia.

Introduced plants are to be found on all the main islands: Grande-Terre, the Loyalty Islands, Île des Pins, Îles Belep and Île Walpole. Grande-Terre has the highest percentage, with 1,294 species out of 1,412 (see Table 5). All the main islands suffer invasive plants, Grande-Terre in the lead with 64 species out of 74, followed by Île des Pins and Loyalty Islands.

There is no established international system for classifying invasive species or ranking them in order of importance. A panel of experts has recently classified the 117 main invasive plants in South Africa, based on crossing four factors: the current range of the species (very large, large or localised), geographical abundance of the species (abundant, common, rare), habitats liable to be invaded (large, medium or small numbers, waterside areas) and the number of propagules (high, medium, low). For Q.B.C. Cronk and J.L. Fuller (1994), major or dominant invasive plants are species that have been introduced, have naturalised, and cause significant changes in the composition, structure and functioning of the ecosystem.

Species with major ecological and socio-economic impacts include:

■ tropical and sub-tropical aquatic plants (*Eichhornia* spp., *Salvinia molesta, Egeria densa*) capable of invading lakes, ponds and rivers, reducing oxygen and light in the water, increasing turbidity and sedimentation, causing drying or eutrophication of watercourses and obstructing irrigation canals;

■ pyrophytic grasses (*Andropogon* spp., *Melinis* spp., *Pennisetum* spp.) which form dense, highly inflammable clumps, increasing the frequency and intensity of wildfires and regenerating after a fire;

■ trees that are heavy consumers of water (*Acacia mearnsii*, *Tamarix* spp., *Prosopis* spp.) and that exhaust water reserves in dry areas;

■ leguminous plants (*Acacia* spp., *Paraserianthes falcataria*) and *Myrica faya* which enrich the soil in nitrogen, disturbing the natural secondary succession;

■ climbing vines (*Thunbergia* spp., *Passiflora* spp.) capable of completely covering the canopy.

The list of "100 of the World's Worst Invasive Alien Species" includes 32 land plants and 2 freshwater aquatic plants presenting the above features. Nine of the 34 are present in New Caledonia: *Arundo donax, Eichhornia crassipes, Imperata cylindrica*, *Lantana camara, Leucaena leucocephala, Schinus terebinthifolius* and *Wedelia trilobata, Miconia calvescence, Merrenia peltata*.

As to potentially invasive plants in New Caledonia, these are determined by comparison with plants that have become invasive elsewhere. Thus of the 300 major weeds and invasive plants in tropical and sub-tropical regions and islands, 165 are present in New Caledonia, 47 of them being invasive, 66 naturalised, 12 sub-spontaneous and 40 cultivated (see paper by J.Y. Meyer *et al*.). The latency period between the time a species is introduced and the moment it becomes invasive can be as much as

100 years. Every biological invasion is a particular case, depending on the characteristics of the species, its origin, its history, and the characteristics of the invaded ecosystem.

The number of introduced, naturalised and invasive species in New Caledonia, and their density per km^2, seem relatively low compared to those recorded on the neighbouring tropical islands in the Pacific? Hawaii and French Polynesia? or on Réunion island in the Indian Ocean. Similarly, the proportion of New Caledonia's total flora that consists of naturalised aliens is low: 10%, compared to 40-50% in New Zealand, for example. But New Caledonia's economic development, with increasing trade and the influx of tourists, are likely to increase the number of intentional or inadvertent introductions, and hence increase the risk of introducing invasive or potentially invasive plants.

Apart from introductions connected with agriculture, horticulture and industry, there are other factors that encourage the introduction of species that may become invasive: disturbance of the environment by natural events such as wildfire and cyclones or human activities such as fragmentation of forest areas, overgrazing, etc., and also interactive effects, e.g. the impact of alien animal species rendering an area vulnerable to invasion by plants. In any event, it is important to update the 1994 species census. Especially as the above assessment of the New Caledonian situation is probably biased by lack of a recent published inventory.

Introduced and potentially invasive invertebrates

It is estimated that 25,000 invertebrate species occur in New Caledonia, only 6,000 of them being named so far. There is also no fossil record of invertebrate fauna change, even if some invertebrate species must have been introduced with plants transported by early Melanesian groups (such as bananas, *Hibiscus*…). According to literature, 518 taxa whose occurrence in New Caledonia can be explained only through human introduction was drawn. This list includes 1 oligocheta, 2 myriapoda, 3 crustacea, 17 nematoda, 31 mollusca, 43 arachnida and 421 insecta (see paper by H. Jourdan & C. Mille). Among these species, 511 established perennial populations in the wild: 21 species live in fresh water, 66 interact with human or animal health, 55 are biological control agents and 369 species are encountered in native or disturbed habitats. This last group includes most of the agricultural pests which cause severe damages to human food crops. Some are world trade quarantine pests and importation countries require specific treatments, such as Japan and New Zealand for the fruit fly,

Bactrocera tryoni on risky shipments from New Caledonia. Most of the introductions were accidental, but 51 species were intentionally released, 47 in the context of biological control programs (42 are successful), and 4 other species to food purposes: the edible snail *Cantareus aspersus* and 3 varieties of the domestic bee. Every New Caledonia habitat may be invaded. The majority of invertebrate introductions are known from Main Island, but data are very scarce or missing for other islands. Moreover, the impacts of most of allochtonous species are unknown, as there is no relevant scientific study. In this context, establishing a reliable ecological or socio-economical threat ranking order is difficult, as well as identifying potentially invasive species. Anyway, one should remember that among the 14 invertebrate species included in the IUCN list of the "100 of the world worst invasive alien species", 6 are known from New Caledonia: the giant African snail *Achatina fulica*, the rosy wolf snail *Euglandina rosea*, the whitefly *Bemisia tabaci*, and the ants *Anoplolepis gracilipes*, *Pheidole megacephala* and *Wasmannia auropunctata*. Nevertheless, the Main Island appears to be the main entry point for the archipelago and the dispersal source to other islands for allochtonous invertebrates.

As to potentially invasive species, there are hundreds if not thousands of them. From literature dealing with other tropical insular areas, a list of 541 main taxa, which may be introduced in New Caledonia, has been drawn (see paper by H. Jourdan). This list includes mostly insect species (475 taxa), mainly phytophageous ones, but also arachnida (29 taxa), mollusca (20 taxa) and nematoda (17 taxa). Threats appear to be diverse, but the examples below give some idea of the scale of possible damages.

Red imported fire ant (*Solenopsis invicta*)

Also known by the acronym RIFA, this species is a native of South America. It first moved North into Alabama in the early 20th century before invading the whole of the southern United States. It has very strong venom and is renowned for the damage it causes to public health, agriculture, infrastructures, biodiversity and quality of life. In the past twenty years it has invaded the Caribbean islands, crossing from Florida, and could progress to the Pacific islands if concerted measures are not taken. One colony can contain 200,000 individuals. At a density of 150 colonies per hectare, there can be up to 3,000 individuals per square metre. They bite as soon as they feel threatened, and each ant can inflict several extremely painful bites. They are attracted by electrical equipment such as traffic light

housings, airport runway lights, electricity distribution systems and communication systems. Tens of millions of US dollars are spent annually on pesticides, the only means of control found so far. An ant prevention plan for the Pacific has been proposed, but is awaiting funding (see paper by Lloyd Loope). Of all the ant species present in the Pacific region, the red fire ant, along with the little fire ant, is the greatest threat to quality of human life and biodiversity.

Glassy-winged sharpshooter (GWSS) (*Homalodisca coagulata*)

The glassy-winged sharpshooter is a native of the south-eastern United States and north-eastern Mexico. It established itself in southern California in the 1980s, probably arriving on ornamental plants. It is considered a major pest there, feeding and breeding on more than 300 plant species? farm crops, urban green space ornamentals and indigenous species. The insect's main danger is that it carries a bacterium, *Xylella fastidiosa*, which multiplies in the xylem of a plant, producing secretions that finally block the fluid transport canals until the host plant dries up and dies. One of the main victims of the bacterium is the grapevine? including dessert grapes, which New Caledonia plans to develop as a crop.

The combined presence of the insect and the bacterium can be a serious danger for indigenous plants and ecosystems on Pacific islands. The glassy-winged sharpshooter breeds fast in the warm, moist climate of French Polynesia, although the *Xylella* bacterium has not yet been reported there. So far no successful biological control method has been found in California. In Hawaii, however, where the insect arrived in 2004, its spread is being hindered for the time being by a "spontaneous biocontrol agent" that lives as a parasite on sharpshooter eggs.

Pandanus scale insect (*Thysanococcus pandani*)

On the Hawaiian island of Maui a scale insect called *Thysanococcus pandani* is attacking the coast-dwelling tree *Pandanus tectorius*, causing severe damage and sometimes death. The insect was previously known only in Java and Singapore. It first appeared in Hawaii in 1995, in the botanical garden in Hana, Maui, and then spread throughout the north coast of the island. It has not yet spread to other parts of Hawaii. In the 1920s, most *Pandanus tectorius* and *Pandanus spurius* on the island of Rarotonga in the Cook islands were apparently destroyed by *Laminicoccus pandani.* Similarly, it seems that vast areas planted to *Pandanus tectorius* on Atiu and Mangaia were destroyed by this insect in the 1980s.

The genus *Pandanus* is an important source of fibre. New Caledonia has 18 species of it, of which 16 are endemic. Given the experience accrued on other Pacific islands, New Caledonia needs to protect itself from *Pandanus* pests. A first stage would be to draw up a list of insects and diseases known to attack *Pandanus* species in the Pacific.

The cycad aulacaspis scale insect (*Aulacaspis yasumatsui*)

This scale insect is indigenous to Thailand and southern China and was described in 1972 from a Thai species of cycad. From 1996 it began to be found outside Southeast Asia: on ornamental cycads in Miami, then in Hawaii. In late 2003 it was detected on an ornamental cycad, *Cycas revoluta,* in Guam. It is easily carried on the wind, and in the two years that followed it spread across the northern two-thirds of the island of Guam, infesting and killing both ornamental and indigenous cycads. *Cycas micronesica*, an indigenous Micronesian cycad, seems to be particularly sensitive, with mortality rates of 100% in infested areas.

Like many of New Caledonia's vascular plants, cycads are a primitive group, older than most plant taxons. Of the world's 185 known species of cycad, New Caledonia has only one indigenous species, *Cycas celebica*. The case of the cycad aulacaspis scale and its impact in *Cycus micronesica* in Guam can be interpreted as a particularly pertinent example for New Caledonia, which has several dozen species of primitive gymnosperms.

Culicoides midges (*Culicoides* spp.)

Culicoides midges are mainly present in continental subtropical and tropical regions and, apart from the *no-no* of Polynesia, few inhabit oceanic islands. The adult females of many species suck the blood of vertebrates (humans and wild and domestic animals). Apart from the discomfort, these midges carry a certain number of viruses, protozoans and nematodes. They may also have a significant potential impact on island birds. Midges of the Culicoides genus (over 1,000 species) and three other genera in the same family (*Ceratopogonidae)* pose problems for human and animal health in many parts of the world.

Invasive freshwater species

The hydrographic network on Grande-Terre is fairly dense, although the elongated shape of the island and its mountainous relief mean that there are no large rivers. Lakes, pools and marshland cover about 4,000 hectares. The

lake district in southern Grande-Terre has a particularly high rate of endemism in its flora and fauna alike. The Loyalty Islands, by contrast, have not a single permanent watercourse.

At the present stage of prospecting, 50 to 60 species of aquatic flora have been identified (not including sub-aquatic species) of which 11 or 12 are endemic and 4 of these very rare. Benthic invertebrates are largely dominated by insects (75 of the 167 taxons identified). New Caledonia's creeks are have 64 fish species including 11 endemics, a far wider diversity than La Réunion or French Polynesia. Among these species, *Galaxias neocaledonicus* is thought to be a survivor from the ancient fauna of Gondwanaland. The same species richness is to be found among the decapod crustaceans 37 species including 14 endemics). But it is the molluscs that hold the record for endemism: 65 species out of 81 (80%), while 100% of the *Hydrobiidae* family water snails are endemic.

Despite the fragility of freshwater ecosystems and their high rates of endemism, many alien species have been introduced. Some dozen of them are invasive or potentially so: *Pistia stratiotes, Nymphoides indica, Eichhornia crassipes, Typha domingensis, Marsilea mutica, Ipomoea aquatica, Ludwigia octovalvis*, *Cladium mariscus, Hydrilla verticillata*, *Lemna aequinoctialis, Salvinia auriculata* and *Azolla pinnata*. Seven of these already ought to be eradicated or at least controlled (see Table 6).

Species not yet present but which should be guarded against include *Egeria densa* (variously called Brazilian elodea, egeria, leafy elodea, Brazilian waterweed, anacharis) which can form a very dense carpet and eliminate the indigenous aquatic species of lakes and rivers. It is found on Easter Island and in Hawaii, New Zealand and Australia. The only elimination trials so far have used chemicals, which can scarcely be considered in New Caledonia.

As regards fish and crustaceans, most aliens are reported to have been introduced on the initiative of the South Pacific Commission for reasons of food self-sufficiency. Examples of this are two species of crayfish and 13 fish: Mozambique tilapia (*Oreochromis mossambicus*), *Tilapia zillii*, *Sarotheron occidentalis*, largemouth bass (*Micropterus salmoides*), snakeskin gourami (*Trichogaster pectoralis*), chevron snakehead or striped snakehead (*Channa striata*), guppy (*Poecilia reticulata*), western mosquitofish (*Gambusia affinis*), swordtail (*Xiphophorus hellerii*), giant gouramy (*Osphronemus gouramy*), carp (*Cyprinus carpio*), goldfish (*Carassius auratus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). The latter four species in the list have not acclimatised and the mosquitofish and *Tilapia zillii* have disappeared. Only seven species have acclimatised and could constitute a real threat to indigenous species. The largemouth bass is a particular example (see Table 4).

Table 6 – Seven aquatic plants already present in New Caledonia and which should be eradicated or controlled*

	Other regions invaded	Impact on the environment	Eradication and control attempts	IUCN list
Eichhornia crassipes	South, East and West Africa, Hawaii, Fiji, New Zealand, Australia, China, Vietnam, Philippines and elsewhere	Multiplies rapidly and abundantly	Chemical control poorly effective, biologicall control has begun	X
Salvinia auriculata	Native of South America, tropical, sub-tropical and warm temperate regions	Fast-growing species forming dense carpet of vegetation that reduces light and oxygen content of water, affecting plants and animals in infested areas	Chemical control possible. Biological control more efficient	
Pistia stratiotes	North and South Pacific, Hawaii and Guam, other islands, (lagoons, lakes, pools, drainage canals)	Can form very dense carpets. Possible consequences: : blocking of irrigation systems, favourable habitats for mosquitos, damage to fish farms	Biological control	
Hydrilla verticillata	Fiji, Guam, Hawaii, French Polynesia, Australia	Can form carpets in canals and sea-level pools (Fiji)	Mechanical means: limited success. Herbicides: effective but incompatible with protection of environments rich in endemic species	
Lemna aequinoctialis	All tropical and sub-tropical regions	Abundant in freshwater lakes, pools, canals and slow-flowing river reaches		
Ludwigia octovalvis	All Pacific islands	Adapts to wet soils and can grow at altitude (up to 2000m in New Guinea)		
Ipomoea aquatica	Cultivated for leaves: Fiji, Micronesia, Solomon Islands, invasive in Guam and French Polynesia	Can spread in rivers and fields	Herbicide trials (unacceptable in areas of high ecological value). No biological control to date	

* For further information see paper by J.-Cl. Lefeuvre.

Risks and environmental impacts

In environmental matters as in other fields, managing a crisis is always more perilous and the results more uncertain than taking preventive measures beforehand. Prevention in environmental matters involves far more than border controls, although those are essential. In New Caledonia perhaps more than elsewhere, an appropriate strategy would also involve monitoring contamination within the territory, particularly island-to-island transfers. Some species may be inoffensive in one part of the territory and invasive in another, where ecological conditions are different. Monitoring is especially necessary because the percentage of introduced species varies considerably from island to island. For example, we know that 22% of vertebrates on Grande-Terre are aliens, but that that figure is zero in part of the Entrecasteaux reefs.

From introduction to propagation

The time lapse between the introduction of an alien species and invasion proper is very variable. There are three steps in the invasion process: introduction, establishment and invasion. Introduction may be deliberate (for business or leisure purposes etc.) or completely inadvertent (see Table 7). It is far easier to control species intentionally introduced for the purposes of a major economic activity, but even that problem must not be underestimated. In New Zealand, an estimated 75% of weeds that are environmental hazards were originally introduced for horticulture.

The acclimatization (adaptation) and establishment of a species depends on many factors. The characteristics of the host environment? soil type, available host plants, degree of ecosystem fragmentation? naturally play a part. So does the type of human environment? whether there are inspections, population density etc. The characteristics of the species itself? growth rate, reproductive capacity etc.? and the genetic diversity among the individuals introduced are also important.

Table 7 – Examples of introduction pathways (source: S. Burgiel *et al.*, 2005)

Intentional introduction		Accidental introduction
Direct release in to the environment	**Introductions in captivity/ controlled situations**	
Agriculture	Escape from botanical or private gardens	Building, vehicles (land, air, sea)
Forestry	Zoos	Ballast
Soil improvement	Livestock raising	Cleaning of ships' hulls
Horticulture	Beekeeping	Maritime freight
Environmental protection	Aquaculture	Shipping containers
Release of fish	Pet trade	Luggages/ personal equipment
Hunting and fishing	Other trade (aquariums, pond horticulture etc.)	Farm produce
Release of mammals as food source	Research units	Contaminants in seed
Biological control		Earth, gravel, sand etc.
Food aid		Wood
Smuggling		Packaging material
Religious, aesthetic or medical use		Soiled equipment, machines and vehicles (military, construction)
		Postal mail
		Solid waste
		Aquaculture (parasites, diseases)
		Cut flowers
		Garden shops

The final stage, when the species proliferates, also depends on a combination of human and natural factors. Transport, infrastructure and land use play a major part; the building of new roads, housing developments or business estates and changes in the use of farmland all disturb the environment and encourage proliferation. There may be a latency phenomenon in biological invasion: a species introduced and established in a small area can

remain on standby for quite a long time before suddenly proliferating and causing damage. The reasons for such sudden multiplication are not always known. This phenomenon makes it all the more difficult to identify how the species was introduced and to design a control policy in consequence.

Invasion risk

In this report "invasion risk" is defined as the probability of the entire process being completed, from the introduction of a species through naturalisation to proliferation with identified environmental damage. Assessment of this risk must incorporate the capacity of the host ecosystem to absorb the shock of an introduction, this capacity being also affected by local economic conditions. Economic factors as well as biological factors must therefore be taken into account. Most research towards evaluating probabilities of invasion focus on particularly representative species or species associated with major environmental or economic damage or damage to specific ecosystems.

In this connection there are three types of model. One is based on geographical, climatic and/or biophysical criteria. A large-scale model of this type has been made for the red ant. Based on essentially climatic data it gives an assessment of invasion probability for every country in the world, including islands and archipelagos. Other models use "gravity equations" correlating the numerical populations of invasive species discovered with economic and trade data. These look only at the data on introduction (cumulative volume of goods imported, country size, population density etc.). The third type of model starts from actual inspection data. It often uses a finer scale and considers species introduced by very specific pathways such as ships' hulls, wooden pallets, ships' ballast etc.

In general, invasion probability assessments have some criteria in common:

■ probability increases with the cumulative volume of imports of goods and passenger travel. This concerns the first step in the process;

■ it decreases over time with the probability of invasion of other similar environments or countries (i.e. a species having invaded comparable environments and not yet having invaded the environment in question is considered to have less chance of doing so);

■ it correlates positively with the degree of similarity between the main trading partners and the importing country. This criterion concerns the establishment and proliferation stages;

■ intermediate goods are more likely to encourage the propagation of invasive species than finished goods destined for rapid consumption. Examples are plant material such as shoots and bulbs imported for replanting.

■ the likelihood of propagation depends on the number of exogenous disturbances affecting the host environment (climatic and natural events, deforestation, mining, infrastructure building etc.).

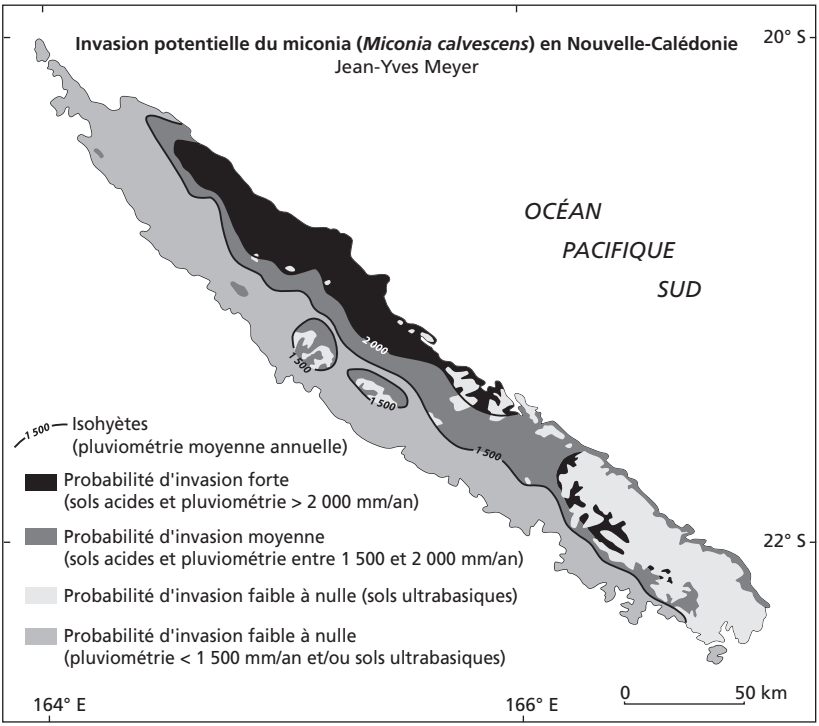
Various models have been used, especially in countries that have been particularly hard hit by invasive species (see paper by A. Thomas *et al*.).

The dangers of laxism

Insufficient or inefficient management of invasive species may lead to disastrous situations. The Hawaiian islands, which have an exceptionally rich ecosystem and an impressive number of protected areas, have learned this to their cost (see paper by H. Jourdan and L. Loope). The implications for Hawaii are all the greater since the tourist trade there, worth US$ 10bn a year, depends largely on environmental quality.

One of the most formidable invasive plants is *Miconia calvescens*. In 1971, botanist F.R. Fosberg, a specialist of the Pacific region, warned the Hawaiian authorities of the danger that this tree would destroy indigenous forests. Its huge leaves cast a deep shade on any plants or seedlings growing under its canopy. In the 1980s, it colonised two-thirds of Tahiti, which has some ecological similarities with New Caledonia. But in Hawaii nothing was done until the early 1990s, despite warnings by botanists and voluntary bodies? for lack of coordination between the various responsible government bodies, lack of funds, lack of communication, etc. In 1992, the Hawaiian Department of Agriculture classed *Miconia calvescens* as a noxious weed. Today, efforts to control it are costing US$ 2 to 3bn a year, with limited success.

If no precautions are taken in New Caledonia, a dissemination of miconia could have disastrous consequences. At any rate this is what is shown by a simulation based on the bio-ecological characteristics of miconia and geographical maps of the New Caledonian archipelago (see Figure 1): in the absence of adequate control measures, 25% of Grande-Terre could be colonised (especially the east coast and Northern Province).



Map 2

Potential invasion of New Caledonia by miconia *(Miconia calvescens)*

The black areas (isohyet > 2,000 mm a year) are more favourable to the formation of dense, single-species miconia forest; the grey areas (isohyet < 2,000 mm a year) may be invaded by miconia, especially the wetlands.

Other examples, again from Hawaii, of species slipping through plant nursery inspections, are the little fire ant, the coqui frog, Caribbean tree frog or common coqui *(Eleutherodactylus coqui)* and the nettle caterpillar *(Darna pallivitta)*. These species are not easy to detect, and anyway are not included on the Hawaiian Department of Agriculture's pest lists. Moreover, inspections concern only approved plant nurseries. Typically, while there were 3 recorded populations of fire ant (12 hectares) in 1999, by 2004 there were

31 (76 hectares). There too, the reasons were lack of will, lack of coordination, lack of staff, weak public awareness etc. (see below for the problems posed by little fire ant in New Caledonia).

These and other examples (see paper by Lloyd Loope) illustrate how devastating the consequences can be when a new species colonises an oceanic island. They should be taken into account in thinking about the protective measures to set up in New Caledonia, given the fragile nature of its ecosystems and its similarities with other islands and archipelagos.

One disastrous invasion in New Caledonia

The colonisation of New Caledonia by the little fire ant, *Wasmannia auropunctata*, sheds light on the scale and multiplicity of the noxious effects an invasion can have, on the environment, animal health and human health, and also the way in which these effects impact on economic activity. Accidentally introduced to New Caledonia in the 1960s, it initially spread along with the Caribbean pine. A ubiquitous and opportunistic species with a fierce sting, it colonises agricultural land and urban areas as well as wilderness. Today, it is regarded as one of the greatest dangers to New Caledonian biodiversity.

W. auropunctata is a monomorphous species, a member of the ant subfamily Myrmicinae and is native to a zone stretching from the Caribbean to Uruguay and northern Argentina. In recent decades it has spread to many parts of the tropical belt. Today, it can be found in West Africa (Cameroon and Gabon), North America (Florida, the Bahamas and Bermuda) and the Pacific (Galapagos, New Caledonia, Solomon Islands, Vanuatu, Wallis & Fortuna, Hawaii, French Polynesia and probably Tuvalu).

The biological characteristics of the little fire ant facilitate its spread through human activity, in contaminated material. It is polygenic, nuptial flight is much reduced or zero, it is an opportunistic feeder (nectar, detritus, seeds etc.) and opportunistic in its choice of nesting site. It can move it nest quickly (and is therefore known as a "tramp species"). It uses its venom against other ant species. Even a natural disaster like a flood cannot discourage these ants: they allow themselves to be carried along by the flow. They can reproduce sexually or by cloning. However, as the queen is short-lived (11 to 15 months) and her replacement vital to the community, any

control strategy should take advantage of this fact. Another feature that can be harnessed for control purposes is the ants' dislike of excessive damp, heat and drought, which makes them vulnerable to sudden changes in local micro-climatic conditions.

W. auropunctata causes nuisance in a number of ways. Its bite is painful and followed by itching, although to date the theory that it might be a vector for pathogens has not been confirmed. However, it does affect quality of life, particularly in traditional Melanesian homes where it can nest in straw roofs and walls. It can cause blindness in domestic animals by repeated biting. Many branches of business are disrupted by its presence: tree farming, market gardening and fruit production (*W. auropunctata* entertains mutually beneficial relations with several homopteran species), stock farming etc. but also tourism and electrical and electronic infrastructures (the ants gather in large numbers in transformers, telephone relay stations etc.). As regards the environment, these ants are one of the greatest threats to biodiversity and ecological balance.

No means of biological control has been found so far for the little fire ant (see paper by H. Jourdan & L. Loope). Whether for emergency measures or long-term control, chemicals are the only solution so far: delayed effect poisons, growth inhibitors etc. In any case the first step is to draw up as exhaustive a list as possible of possible sources and pathways of invasion. Three methods can be used to manage the ant: eradication, control (with confinement to areas already colonised) and palliative measures once the invasion has spread widely. Both the chemicals and the logistical operations are costly. Moreover, the success of the strategies adopted partly depends on a collective sense of responsibility, and community involvement, which requires a media campaign using the newspapers, TV, leaflets distributed in sensitive areas or at points of entry to the territory, etc., and information and education drives.

Invasion risk in New Caledonia

Environmental conditions in New Caledonia are relatively propitious to biological invasions. From the limited number of entry points to Grande-Terre (the ports and airport), it is fairly easy to describe the possible pathways. Typically, taking the example of intentional introduction of ornamen-

tal plants, these are carried by road to Nouméa and the medium-sized towns. Low population density appears to be an aggravating factor: where houses are thinly spread there is little to prevent a species from spreading from them into the wild. Exploitation of the last patches of primary rainforest, with an increasingly dense network of roads and tracks, is propitious for plants and animal invasions. Some invasions are directly linked to mining activities, as with the rehabilitation of denuded mining areas by two invasive species, gaiac (*Acacia spirorbis*) and casuarina (*bois de fer)*.

In 2004 Keith Budd analysed the strengths and weaknesses of the surveillance system in New Caledonia. Here we will only mention the weaknesses. Keith Budd points in particular to shortcomings in the monitoring of several specific pathways and lack of coordination between different authorities responsible for surveillance. Insufficient knowledge of local biodiversity makes it difficult to identify organisms that are potentially invasive. Keith Budd identifies three introduction vectors to be monitored as a priority (ships, shipping containers and imported machines), and recommends reinforcing checks on all access pathways (see Table 8)? especially as New Caledonian strategy so far largely transfers the burden of risk prevention from the point of entry to the exporting country. This strategy leaves the door wide open to invasions if the rules of certification and declaration are not complied with.

Given the nature and volume of trade and business in New Caledonia (see p. 167), rigorous identification of control points is decisive for combating invasions. The HACCP (Hazard Analysis Critical Control Point) system provides a suitable framework for this. Based on evaluating the risks of introduction, establishment and proliferation, this approach incorporates seven principles (see paper by A. Thomas *et al*.).

The two main principles concern the control points themselves, which can be classed into three groups:

■ Pre-border controls: these entail additional costs for the consumer (inspection / verification by exporting country) but compensate for the lack of equipment or customs staff in the importing country;

■ Border controls: these are the most frequently used. Some countries, e.g. Australia and New Zealand, adopt even stricter measures requiring an environmental impact study of any species introduced.

Table 8 – management and control of entry pathways to New Caledonia (source: K. Budd, 2000)

Vector/pathway	Control 1	Control 2	Control 3	Shortcomings
Controlled entry vectors and pathways				
Aircraft	Insecticide spray	Inspection if aircraft	Galley waste	Management of aircraft kitchens and waste
Passengers	Declaration	Sniffer dogs	Targeted search	No X rays
Animal products	Product code for customs tariffs	Certification	_	No inspection
Ships (direct access)	Notification	Certification	Inspection	No ballast inspections
Partially controlled entry vectors and pathways				
Second-hand machines and vehicles	Inspection	Treatment	_	No reference to customs tariff
Mail and parcel post	Declaration	Targeted search	_	No X rays or sniffer dogs
Coastal shipping	Notification	Certification	Random inspection	Absent from provincial ports
Imported plant produce	Customs tariffs	Certification	Inspection	Lack of inspection equipment and practice
Uncontrolled entry vectors and pathways				
Shipping containers	_	_	_	No inspection or certification. No checking of pallets
Household effects	Customs code	_	_	No targeted search or inspection
Live plants	Customs code	Certification	Inspection	No *ex post* quarantine
Smuggled goods	Notification	_	_	No collaboration between authorities for staff training

■ Post-introduction controls: two mains types of control point are generally proposed, those concerning infrastructure projects (roads, mines, etc.) and those intended to protect wildlife reserves, nature parks and other protected areas.

It seems that the probability of people accidentally introducing a species is limited, and that the species introduced in this way are usually insects or seeds arriving in personal belongings or household goods in the luggage hold, which are less closely inspected. The probability of deliberate or accidental introduction of animal species or animal products also seems low, but not negligible (see p. 175, Table 4, non-native vertebrates). Plants are a different matter: there is no *ex post* quarantine, personal belongings are not checked, and the ornamental plants trade is growing fast (see p. 167). There is also a high probability of intentional introduction by post of seeds, bulbs and tubers. As to the probability of establishment and propagation (i.e. rate of success of an introduction), this is high for the reasons given above: environment, infrastructure, economic activity etc. The most worrying problem concerns the likelihood of other islands being invaded from Grande-Terre. It is clear that no official measures can entirely remove the risk of species being introduced.

Evaluating economic impacts

Should a value be put on nature? On what basis can it be evaluated? Although disagreements persist as to the legitimacy of such evaluations, many economists think that economics can usefully be applied to the mechanisms leading to destruction of natural environments. Ecological and human systems are closely intertwined. The aim of an evaluation is to provide tools on which to base environmental policy. But there has to be agreement as to the methods and criteria to apply. For the United States, different studies estimate the annual cost entailed by alien species at values ranging between US$ 1.1bn and US$ 138bn (though it is reasonable to suppose that the real cost is nearer the top end of this range). Nonetheless, such a wide margin shows the need for a proper understanding of the principles and limits of each type of economic analysis in environmental matters.

Traditionally, this kind of analysis distinguishes between two major types of value for ecosystems: use value and non-use or passive value. Use value applies to ecosystems that provide goods and services, either for direct use, like production of a resource, or indirect use, like carbon storage capacity. Non-use value reflects the importance of resources that are not destined for use: existence value (e.g. the Bengal tiger), or heritage value (for future generations). A third type of value is option value, which provides a way of reflecting the idea of value for future use. The total economic value (TEV) is a combination of these three. Even so, it is practically impossible to give a value to a species or ecosystem. For example, not all species are considered equal: the last surviving members of a species may be attributed a higher value than a more abundant species. It must also be borne in mind that the economic value of an ecosystem is always limited to a utilitarian and anthropocentric approach.

Costs and benefits of invasive species

One of the difficulties encountered in assessing the economic impact of an invasive species is that often there are two sides to such impacts: a species may be detrimental to biodiversity yet a source of income for the

Table 9 – Estimated annual cost generated by introduction of non-native micro-organisms into the United States (source: Pimentel *et al.*, 2000)

Micro-organisms (20,000 species introduced into USA)	Losses and damage (US$ millions)	Cost of control (US$ millions)	Total (US$ millions)
Crop diseases	21,000	500	21,500
Diseases of ornamental, garden and golf course plants	–	2,000	2,000
Forest pathogens	2,100	–	2,100
Livestock diseases	9,000	–	9,000
Human diseases	–	6,500	6,500

country's economy. Examples are some species introduced for agricultural or horticultural uses. The fact that a species is introduced intentionally or unintentionally cannot tell us whether it will have a positive or negative impact. Some deliberately introduced species cause considerable damage (e.g. the Nile perch in Lake Victoria in Africa), while accidental arrivals may prove to have an economic value greater than the problems they cause.

Economic impact can be split into two categories: market impact (variations in price and associated surplus) and non-market effects. The cost of non-market effects can be considerable, as Table 9 shows.

Impacts on ecosystems and public health are part of non-market costs, as are impacts on economic activities that exploit natural resources (crop losses, fall in land values, impact on water resources, livestock diseases, genetic contamination, management and eradication costs). Damage to infrastructure is another example, as with the zebra mussel's colonisation of hydro-electric power plant and pipes in the Great Lakes region of North America.

Cost-benefit analysis method

The purpose of cost-benefit analysis (CBA) is to study the relevance of a set of regulations. It weighs up against each other the economic conse-

quences of the regulations (in terms of market functioning) and the benefits generated by the resulting risk reduction. Once scientists have assessed the risks? the probability of invasion and the expected environmental consequences? CBA offers policy makers a choice between several forms of intervention. The aim is to quantify in monetary terms the total of gains and losses connected with risks of invasion and policies for controlling these risks and to provide information on the relative efficiency of different risk management instruments. This tool naturally has its limits, and circumspection is called for when moving from economic results to prescribing environmental policy (see below, "strengths and weaknesses of CBA"). Although many international organisations and government agencies recommend the use of CBA it remains open to criticism, its relevance to biological invasions particularly.

Cost-benefit analysis in environmental matters consists of evaluating the expected environmental impact of a particular policy scenario (e.g. inaction, an information campaign or introducing regulations). The aim is to put in perspective the expected benefits of reducing the risk and the cost of introducing a public policy. This assumes that it is possible to estimate, for each scenario, the probability of an invasion (depending on the natural, economic and regulator parameters, see p. 189), the nature and extent of possible environmental damage (depending on the same parameters), the value this damage represents for society and the benefits of preventing or reducing the damage. If the species introduced has beneficial effects, these must either be included in the environmental impact assessment (stabilisation of soils, recreational value of forests, etc.) or accounted for separately if they are marketable benefits.

The quantification work must express all the effects of a biological invasion, both market and non-market, in terms of the same unit of value. For the sake of simplicity, a discounted monetary value is usually used so that the costs engendered by a project at different time horizons can be compared. The idea is to bring all values down to a single unit of measurement, which is usually the current value. However, there is some controversy over this practice in environmental projects because it tends to underestimate the future beneficial effects of a conservation programme (see paper by A. Thomas *et al*.). These benefits are often expected in the medium or long terms whereas the costs are immediate.

A cost-benefit analysis is conducted in stages. The agents to be considered in the analysis must be decided on (costs and benefits for whom?). The

regulatory measures envisaged must be identified. An inventory of all the potential impacts of these measures must be drawn up (environmental effects, market effects), using suitable indicators to measure them. The next stage is to give an economic value to each impact, discount the future costs and benefits, and add the discounted values. Then comes the "sensitivity" study to test the robustness of the analysis. It is then possible to recommend the regulatory option that will provide the greatest net social benefit.

The inventory is a tricky stage, especially as regards measuring market effects. Market effects take account of the fact that public intervention to control an environmental risk is not neutral but has repercussions on supply and demand and hence on variations in the surpluses of agents, which must be included in the cost-benefit analysis (see paper by A. Thomas *et al*.). Some risk situations may be analysed as market failures which public policy instruments can correct (obligatory standards for producers, information policy to improve perception of risk, ecotaxes, civil or environmental responsibility policies). These instruments affect producers' cost structures and consumer demand.

Most relatively complete studies giving values for cost-benefit ratios of policies to control invasive species are from South Africa or the United States. Biological pest control in South America is a leading example, where the cost of research amounted to US$ 3 million between 1997 and 2000. But the ratio between the benefits of the programme and its cost, for a particular invasive species or region, is high: close to 1,130/1 for keeping the water fern *Azolla filiculoides* under control, for example. Other examples are the cactus *Opuntia aurantiaca* and control measures for *Acacia saligna*. The cost-benefit ratio of eradication programmes in watershed catchments are between 6:1 and 12:1, while those associated with plantations that cannot be economically exploited are between 360:1 and 382:1 (see description of all the examples in paper by A. Thomas *et al*.). Such values should be treated with caution, because these analyses tend to overestimate the likelihood of success of an eradication policy.

Incentive measures play a crucial role. The failure of the 1999-2001 eradication campaign against the banana bunchy top virus in New Caledonia was probably largely due to the lack of sufficient incentives. Whatever the benefits expected from a risk management policy in theory, its effectiveness depends on efficient implementation. In the case of bunchy top, the population clearly did not play the game. Individual incentives did not persuade

the public that it was worth taking part: the compensation per plant was considered small, there was a mandatory waiting period before people could replant, families whose plantations were destroyed were uncertain about the conditions on which they could obtain healthy plants, etc. Further, plantation destruction deprived farming families of a staple food for a long period. This example illustrates the importance of more thorough examination of the socio-economic effects of invasive species eradication and management policies in general.

There is also the matter of cost sharing. Official action will not succeed unless polluters have a genuine incentive to take social costs into account (cost internalisation). This is the aim of such economic instruments as ecotaxes and civil and environmental responsibility. Different variants of the polluter pays principle may be envisaged, though attention must be paid to market effects. One of the aims must be to set up instruments that discourage neither trade nor tourism, but are sources of income intended to finance inspection, prevention and control measures. Biological invasions are perhaps the only externality in international trade which, to be properly controlled, would require a reduction in trade. This argues for a tax. Some authors argue that the best policy would be to calculate an ecotax. This would be similar to what economists call a Pigouvian tax. Part of it would be a contribution corresponding to the marginal damage of an introduction, the rest a contribution to inspection costs.

Cost-benefit analysis in New Caledonia

Before any cost-benefit analysis is carried out, agreement must be reached on what policies are to be considered. These are then compared with scenarios of probable events. The scenarios give greater or lesser probabilities of a species becoming established or proliferating in the case of species already introduced, and greater or lesser probabilities of introduction in cases where this has not yet occurred. Given the many types of invasion possible? different species, different stages of establishment with different probabilities, etc.? it is generally wiser to plan for a combination of environmental policy instruments (see Table 10). Some may serve to help finance others, e.g. income from taxing imports or passengers can provide funds for inspection and quarantine services.

Table 10 – Invasive species control policies and scenarios

	Measure	
	Slight damage expected	**Severe damage expected**
Species not yet introduced	– Certification – Customs inspections	– Responsibility fund – Tax on imports – Quarantine
Species introduced and established	– Adaptation – Surveillance – Awareness campaigns	– Solidarity fund – Tax on ornamental plants
Species introduced and invasive	– Adaptation	– Eradication (biological, mechanical or chemical control)

A responsibility fund concerns exporters of goods who have provided a prior phytosanitary certificate. Funds are provided by payments prior to import, in proportion to the value of the goods. If a species is found to have been introduced and it is proven that it came from a particular importer, the payment is not refunded. This fund functions as a strong incentive to exporters. But there is the problem of proof, which has led to some rather more sophisticated plans (see paper by A. Thomas *et al.*). The advantage of such a system is that considerable funds are immediately available to support a more vigorous policy of quarantine or inspection, or to finance eradication measures.

The idea of a solidarity fund assumes shared responsibility. Funds come from the public authorities and other concerned parties (importers, some categories of local producer, etc.). It is used for control measures against species already introduced, partly covering the cost of eradication and awareness/communication campaigns. It has no incentive effect, however.

The tax on ornamental plants is an example of an ecotax or a special Pigouvian tax. It taxes local commerce. It embodies the idea that damage due to naturalisation or proliferation of non-native ornamentals should be paid for from the profits generated by the ornamentals trade. A particular problem is posed by the supply of seeds, bulbs and tubers by post, increasingly frequent with the development of e-commerce. The efficacy of these measures is therefore based on the authorities' ability to inspect mail. Failing adequate human

and technical resources to do that, an "indirect" tax could be applied, e.g. based on turnover, but this method may create severely disadvantageous distortions.

Any policy on introduction of alien species must be adapted to each vector and associated entry pathway (import taxes, quarantine) and species (certification, inspection). On the other hand, a solidarity fund, responsibility fund or import tax does not depend a priori on the species concerned. For species already introduced, measures must be managed according to the species identified (monitoring, awareness campaigns). If the overall aim of policy is to prevent further invasions while eradicating or adapting to species that have already become established, the question is how to arbitrate between "traditional" prevention policies (border measures, quarantine etc.) and new measures. In particular, the probability of invasion may be significant for some access pathways (see Table 8).

Once a set of policies has been selected, based on technical, legal and administrative feasibility, their cost must be assessed? mean annual cost for the first years based on net discounted values. These sums are then compared with the expected benefits, particularly in terms of protecting the local ecosystem and the various use values. One important parameter to consider is the probability of success: that is what will ultimately determine the damage prevented compared to the cost of the measures.

Data gathering is a key point. This means finding all the necessary data for establishing the cost-benefit ratio of the policies under consideration. These data include data on damage caused by the invasive species (directly assessed or from the value of the natural resources used). The value of biodiversity is doubtless the most difficult and costly to obtain, which may mean that several levels of damage calculation must be used (with or without the value of the biodiversity). A second data set concerns policy costs. These must incorporate, among other factors, the impact on the final consumer if new instruments such as ecotaxes, solidarity funds etc. are introduced.

Who bears the cost will vary according to the instrument chosen. Ecotaxes are mainly paid for by the end consumer, the direct cost to the authorities being very minor. For inspection and quarantine policies, New Caledonia will probably make major investments in equipment, and especially staff training. It is easier to quantify variations in cost to be expected from introducing an extended policy (as with pre-border or border controls).

Also, given the scale that postal imports have reached, a major investment is required for mail inspection (X-rays, staff training). Private persons' activities are harder to keep check on; there detection must be based on inspecting mail on arrival and checking import declarations.

Strengths and weaknesses of cost-benefit analysis

Cost-benefit analysis is the only approach with a theoretical grounding (in terms of theory of decision in situations of limited or imperfect information) and it involves seeking out all the scientific information available in order to improve decision aids. But the method has drawbacks as well as advantages. One problem is the need to provide a realistic distribution of the events the authorities are seeking to control. Similarly the probability of success of a control policy may be overestimated in the analysis, and this will give exaggerated benefit-cost ratios. CBA is certainly useful for its exhaustive a priori coverage, but in practice it rarely gives reliable and robust predictions in terms of policy choice. And it is very demanding of data (see box).

Data required for analysis of one management policy on one invasive species (non-exhaustive list)

– mean current value of biodiversity in the territory
– value added use of natural resources by agriculture, trade and industry
– value-added use of existing resources by tourism
– geographical proportion of regions and territories potentially affected by the biological invasion
– proportion of above value-added uses suffering loss in connection with the invasion (or likelihood of invasion)
– fixed costs of policy (investment in buildings and other fixed factors, training and education)
– variables costs of policy (staff, intermediate consumption)
– data required for evaluating market effects (household and industrial demand, international trade flows, substitute products, etc.);
– probability of success for the policy
– discount rate to be uses for calculating net discounted value of costs and benefits
– weighting coefficients to be used in calculating the sum of benefits for different actor categories (rural and urban populations, manufacturers, importers etc.).

But the most serious difficulty concerns the reliability of the analysis for evaluating environmental benefits, which concerns non-market goods not usually involved in any monetary transaction (see details in the paper by E. Gozlan *et al*.). One solution, where possible, is to base calculations on the value of associated goods that do have a market value? identifying revealed preferences. This is called the revealed preferences approach. Without benchmarks of this kind, one can conduct consumer opinion polls, asking people to imagine themselves in a fictitious use situation involving prices and use costs. This type of fictitious market study gives information about declared preferences rather than preferences revealed by actual behaviour. Guidelines for such surveys have been adopted internationally, with a relatively strong consensus; these are the NOAA Contingent Valuation Panel guidelines of 1993.

Another difficulty is the very concept of environmental benefits. Critics point out that the cost-benefit analysis concerns non-market goods. Other critics reproach CBA for failing to take account of the interests of future generations. But the most frequent criticism is that the reasons most likely to drive environmental policy are difficult to quantify: ethical, psychological or religious considerations can scarcely be given a monetary equivalent. Further, relying on an evaluation of society's preferences may not always be the best way to ensure respect for these considerations. And finally some writers criticise CBA for its inability to take account of the redistributive aspects associated with official policy. This criticism is not well founded, however.

A final point of ongoing debate among economists is the conceptualisation and valuation of non-use values. Many authors doubt the very existence of such values, or at least doubt that the values attributed are at all meaningful. The existence value of a resource should in their view only be considered in terms of their use by future generations: it is because a resource could be utilised in future that it has an existence value today. In the applied economics literature, non-use and existence value are generally treated as a use of natural resources that is not yet profitable, but which could become so if market conditions proved favourable.

Alternative methods

In practice, it is usually a matter of choosing between a method that is satisfactory but very demanding of data (CBA) and a more robust method.

What is needed is a decision criterion that is affected as little as possible by the degree of imprecision in the methods. In other words, if the estimations used in the CBA are too imprecise, it may be better to consider criteria that are less restrictive but require fewer data.

One alternative method is based on the precautionary principle (Rio Declaration of 1992), which defines a framework for behaviour with regard to an activity that endangers the environment. The principle is that one should not wait for scientific proof of a causal link or of the extent of the damage before taking preventive measures. This principle is sometimes confused with an attempt to achieve zero risk, which would be incompatible with economic growth and the well-being of societies, which partly depends on innovations and their dissemination. A less restrictive view is to select decisions that are reversible or can be corrected in future. This means introducing an important concept into dynamic models with uncertainty? that of option value (see paper by E. Gozlan *et al*.). The option value is the difference between hoped-for discounted value following a decision after resolution of an uncertainty, and ex ante discounted value in a situation of uncertainty.

In practice, the precautionary principle should thus result in arbitrating between two risks: the risk of taking decisions too late (possibly resulting in major damage) and that of taking over-hasty decisions (and so holding back economic growth). The debate over CBA versus precautionary principle approaches is not yet settled. The partisans of CBA seem to favour the hypothesis that catastrophic risks (climate change etc.) are still very unlikely and that our societies have time to prepare for them. Its detractors consider that in the absence of reliable probabilities for the various scenarios, it is impossible to calculate the likely damage. A compromise of sorts involves sufficiently tempering the precautionary principle to make it equivalent to an extension of the CBA in which risk aversion is taken into account.

Another method, cost-efficiency analysis, unlike CBA, considers the environmental goal as an exogenous datum. Unlike CBA, which assumes that policy costs are known and their benefits uncertain, cost-efficiency analysis assumes the flexibility to lie in the cost, for a predetermined future benefit. One example of this approach concerns the goal of reducing greenhouse gas emissions (Kyoto protocol). In some cases this approach may be more robust that CBA, particularly if the benefits to be expected from a set of measures are poorly known.

A last type of approach, based on reducing risk to a minimum, looks at extreme events in the distribution of probabilities connected with the risks studied (see paper by E. Gozlan *et al*.). Typically, the safety first strategy means deciding on a policy that minimises the probability of an unfavourable event.

Suitable method(s) for invasive species

Uncertainty, in the case of invasive species, has less to do with the possibility of damage occurring than with its extent and the efficiency of any preventive measures applied. CBA can provide a transparent, objective framework. As a principle, this method has been widely adopted as a decision guide in matters of plant health. It is a fully-fledged risk management tool in the recommendations of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), in the United States and in Australia. The New Zealand Biosecurity Act of 1993 describes the process of applying CBA to quarantine decisions. European regulations recommend it as an approach for decisions about damage to biodiversity (European Commission, 2000). The CBA principle is altogether compatible with the use of white lists or blacklists.

Where data are lacking, several practical alternatives consistent with the CBA approach are possible. The White Book on environmental responsibility suggests using a "reasonableness" criterion. This means taking into account a subjective consensus on the reasonableness of managing a risk in view of what is known about the problem. This approach is very suitable where a quick decision is needed to avoid an out-of-control invasion. It is similar to a precautionary approach, prevention being generally less costly that cure. However, how best to divide a limited budget between preventive measures and post-introduction control measures is not a trivial question and is in itself a dilemma for the policy maker (see contribution by E. Gozlan *et al*.).

Be this as it may, the search for an optimum prevention and control strategy for invasive species cannot be reduced to a problem of data availability. For example, the simplicity of the basic CBA principle (at least in its most basic version) masks an assumption that all interest groups carry the same weight, and that the policy maker is indifferent to their relative positions. This is a hypothesis about the policy maker's preferences. CBA aims to classify different possible control policies regardless of whether the decision

makers are in favour of them (it is a positive criterion, not a normative one). The other strategies we have discussed incorporate more sophisticated policy maker preferences. In fact each strategy reflects the implicit or explicit preferences of the authorities.

In New Caledonia, the range of policies or measure considered is still narrow: a quarantine policy to be redefined with the establishment of white and black lists, inspection of shipping containers and postal parcels, eco-taxes. If the aim is to limit the risks due to inadequate application or control, a "safety first" approach should be taken. In this case garden shops and nurseries are no doubt the most affected. For example, a white list of species whose import is authorised means prohibiting all those whose innocuousness has not been proven. The cost of precaution is thus borne by those sectors that would benefit from their introduction, and no CBA is performed to justify their loss of income. One argument in favour of this approach would be that it encourages the parties concerned to get involved in producing the missing data. But if the authorities prefer the highest possible total unweighted benefit, they may prefer to spread the costs more widely (tourism, general imports), at the price of greater uncertainty as to the real benefits of the policy.

Lastly, it is clear that the decisive factor must be the urgency of the issue. If the New Caledonian authorities want to combat efficiently (in terms of use of public funds) invasive species that have already been identified and ranked in order of dangerousness, then they should wait for more scientific information. In other words, a cost-benefit analysis worthy of the name takes time, and that time may or may not be precious. Further, the fact that species often have a latency period before proliferating sometimes makes it harder to identify which introductions should be prevented. On the other hand, if the situation is already considered sufficiently urgent for the precautionary principle to apply, criteria such as those presented above can be used to assess the suitability of short-term policies on the basis of limited scientific information. Though less efficient in the long term, these measures will make it possible to avoid an increased probability of ecological disaster due to irreversible consequences of an invasion.

Control strategies

Despite the often considerable resources devoted to combating an invasive species already present, success is by no means certain, whether the means employed are mechanical, chemical, biological or ecological (i.e. overall ecosystem management, favouring endemic species and disadvantaging invasive species; wildfire control is one example). The best protection is certainly prevention. This can be done in a number of ways. The most radical form of prevention is to exercise rigorous control over points of access to the territory to avoid any introduction of species already known elsewhere for their invasive potential. Should such a species be already present without its invasive potential being known, its development and possible spread must be closely monitored.

One of the difficulties is that there is no generic biological description of invasive species by which to identify them with certainty and so keep ahead of the situation. However, there are some plausible correlations between invasive potential and particular characteristics that justify prudence. Apart from their ability to adapt to disturbance of the environment where they are established, invasive species only demonstrate their invasive potential in the field. Taking account of the problem only when an invasion has occurred leads to tragic situations on the biodiversity side but also in economic terms. The cost of eradication can be enormous, and sometimes out of all proportion to the land area affected.

From detection to surveillance

The earlier an invasive species is detected, the less costly will be eradication or control. Once a species has been introduced the best that can be done is often a defensive strategy to control it, which is often very costly. However, there is no reason to stop quarantine measures once the presence of a noxious species has been detected. Genetic variability within a species could produce a new and even more damaging variety. But it is vain to hope to detect all pests (weeds included) everywhere in the territory. Detection

should be targeted, and based on reference lists like that of the IUCN. It should also be based on better cooperation between the public and private sectors. For example, in Australia, industry biosecurity plans have been drawn up. For each noxious or potentially dangerous species these plans detail the different stages of the measures to take, including quarantine protocols, controlling movement and eradication.

Detection at ports of entry and along transport routes within the territory is decisive. This requires qualified staff and cooperation between the public and the authorities. In Australia the costs are shared, which encourages farmers to react quickly. Vigilance must be particularly constant in areas of high population density, and it is useful to pool efforts regionwide. All those concerned must be alerted to the issue. For example, nearly 75% of new taxons naturalised on Australian soil have been intentionally introduced, mostly for ornamental purposes, so gardeners' clubs and botanical societies need to be alerted. Invertebrates are usually introduced accidentally, and can be detected using existing pest lists (for arthropods, various trapping techniques seem to be effective). Detection of new diseases requires regional networks capable of promoting awareness among the communities and economic actors concerned.

More generally, raising awareness by disseminating pictures of suspect species, e.g. on posters, is relatively effective. Images of and information about noxious species are available from various online databases (see paper by A. Sheppard *et al*.). Australia, New Zealand and South Africa have been pioneers in programmes of public education designed to provide early warning of the presence of high-risk species. The French have developed a simple online plant identification system.

As regards active surveillance it will help to review the state of knowledge on the biology, epidemiology etc. of potentially harmful organisms. Since only a small proportion of non-native species prove to be invasive (see the rule of tens described in the introduction), priorities must be set. This is the aim of a surveillance system. For most introduced invertebrate pests and crop diseases, strategies of eradication or at least containment should be almost immediate. For weeds, reactions are generally slower as the process of establishment and naturalisation is usually far slower. But this type of management is damaging because in the long run economic losses due to weeds are significantly higher.

The example of weeds sheds light on some rules that internal risk assessment systems must obey, as decisions are made at an increasingly local level. These systems are based on border assessment systems. The selection of internal weed-risk assessment systems must consider the spread stage(s) of all pests being compared, impacts on the affected systems, the likely benefits (and beneficiaries) of control efforts and the quality of the available information (see Table 11). These factors vary between countries. Sometimes a country uses several systems combined. A single system applicable on a large scale cannot be recommended until the goals have been clearly defined (see paper by A. Sheppard *et al*.).

Table 11 – Main systems used for internal weed risk assessment and prioritizing

Author(s)	Approach
Champion et Clayton (2001)	*Scores for plants ecology, biology, and weediness of aquatic weeds*
Esler *et al.* (1993)	*Sums scores for ability to succeed with a score for weediness*
Hiebert (1997)	*Weighs relative impact against ease of control and cost of delay*
Randall (2000)	*Scores for invasiveness/ impacts/ potential distribution/invasion stage*
Tucker et Richardson (1995)	*Models attributes of species and matches them with environment*
Timmins et Owen (2001)	*Explicit weed-led approach cf. site-led. Considers value of area potentially impacted*
Virtue *et al.* (2000)	*Multiplies scores for invasiveness, impacts, and distribution (current and potential)*
Wainger & King (2001)	*Relates likelihood of damage/defined functions of landscape/and the scale of threat to appropriate response*

There are various factors to take into account in monitoring a species. It is worth examining the behaviour of related species if such information is available. It is also useful to have an approximate estimate of the species' rate of spread (a determining factor for a possible decision to attempt eradication). Biological characteristics are another factor: certain biological features may have proven favourable to invasion in other parts of the world. The timeliness of detection, the mode and rate of reproduction and the dispersal potential are also factors to consider. Climate is also important, since this can be a barrier to the spread of a plant imported from other latitudes. The behaviour of the human population also plays an important part, especially when an otherwise noxious species seems to be useful for certain industries. Lastly, the choice of priorities must be based on an assessment of potential impacts, which can be done from historical data from other regions.

To set priorities, i.e. identify the species it is most important to keep under control, a scoring system is used analogous to that used for border surveillance. Classification systems differ in the information they require and the structure of their internal rules, the simplest being to attribute numerical values to a set of criteria[2].

The effectiveness of surveillance depends on a practical, quantitative response following detection. On the island of Maui, Hawaii, an early detection project was introduced under a cooperation scheme with the US Geological Survey and the Maui Invasive Species Committee (MISC). Under this project a list was drawn up of some hundred potentially invasive weeds, either weeds known to be invasive on other Hawaiian islands or locally cultivated plants known to be invasive elsewhere. Nearly 2000 km of road were inspected and over 16,000 observations of target species recorded. For 79 species, some 1000 off-road sites were added with the help of field botanists. This action was an essential starting point for the MISC's eradication efforts.

A new approach, using "sentinel sites", is being applied experimentally in Australia. It consists of selecting urban areas and national parks where there are numerous alien plant species, most of which are potentially invasive. Assessments of density and biomass were made, then repeated three years later to classify the species according to the trends in these parameters. In general the assessment efforts made in Australia have increased the

[2] see e.g. http://www.affa.gov.au/image3/market_access/biosecurity/animal/wraman1.gif

detection rate. This is important, because early detection makes it possible to rapidly implement eradication or containment strategies and so reduce economic losses and environmental impact (see box).

The value of early detection: the red imported fire ant in Australia

The Red Imported Fire Ant (RIFA) was discovered on Fishermans' Island near Brisbane, Australia, in February 2001; 40,000 ha were already infested. This ant had been declared a pest under the Plant Protection Act in 1989. It is now mandatory to declare its presence. In September 2001, a fire ant control centre was set up and a major nationally funded eradication programme was launched. This programme was set up by the Queensland Department of Primary Industries and Fisheries, with the suport of the Agricultural Resource Management Council of Australia and New Zealand. The first eradication campaign took place in October 2001. Six months later, regulations were introduced to restrict movements of materials liable to spread the fire ant. At the same time massive public awareness and education campaigns were undertaken. In April 2004, the programme received an additional 37.5 million Australian dollars to extend the eradication campaign by one year and treat a new area. The total budget for a six-year period has been AU$ 175.4 million.

The red imported fire ant can cause a wide range of damage to animals, human health, industrial infrastructures, farming and horticulture etc. (see paper by H. Jourdan). The Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics undertook a cost-benefit analysis in 2001 to estimate the usefulness of an eradication, programme. This analysis showed that the cost to society would reach AU$ 8.9 billion over the next thirty years unless the ant was brought under control. The cost-benefit ratio of the programme was estimated at 25 to 1 (based on the sum of AU$ 124 million for a five-year programme).

If nothing was done, it was variously estimated that the ants would colonise 600,000 km^2 to 4 million km^2 by 2035. It is thought that they had been present for ten years before they were discovered. The delay in detection explains how they were able to spread from Southeast Queensland. Today, treatment is being carried out on limited sites covering 30,000 hectares and surveillance continues elsewhere. At this stage, no one can tell how long eradication may take.

Eradication successes and failures

Eradication is highly controversial issue. Some consider that it is rarely achievable, often entails exorbitant cost and can cause substantial damage to non-target organisms. Others think the choice between eradication and control is like the choice between paying outright and paying in instalments. In this view control is the worse choice because it involves investing public funds over a long period and with no closure date set in advance. The same people argue that if eradication is undertaken early enough it has every chance of succeeding, and that subsequent control amounts to only routine surveillance. Nonetheless, some objections (like the problem of collateral damage) may be so serious that government action is required.

When should eradication be undertaken? There is no doubt that early detection of an invasive species is decisive. Some authors suggest a maximum infested surface area as a criterion, the logarithm of the cost increasing linearly and rapidly with the logarithm of the area. In California, for example, it would appear that out of 50 infestations by 16 weeds, few eradication projects involving areas of more than 1,000 hectares have been successful. However, other writers dispute this upper limit. Recently six criteria for success eradication have been suggested (see box).

The six factors for successful eradiation (from Myers *et al*., 2000)

– sufficient resources to finance the programme to completion (costs can be high when damage is already widespread);

– a clear authority, necessary for authorising a person or administration to take all necessary steps including access to private land;

– use of a biological approach to decide which species should be treated in this way (dispersal capacity, mode of reproduction, historical data etc.);

– vigilance with regard to any risk of re-invasion;

– the possibility of detecting the species at low densities;

– vigilance with regard to any negative reaction by the ecosystem (e.g. proliferation of another noxious weed).

Certain species characteristics can facilitate the work. It is easier to detect large mammals than small insects, large plants than small. With plants, some biological characteristics such as a high rate of reproduction and dormant seed banks are major drawbacks. In any case scientific analysis of the results must be encouraged, so that decisions are made on the basis of scientific rather than political criteria. For reasons unrelated to scientific rationality, governments tend to favour eradication programmes and to continue them even if complete eradication seems impossible.

The economic equation is complex. It is often pointed out that the cost of eliminating 99% of a target population is less than the cost of efforts to totally eliminate it (see paper by A. Sheppard *et al*.). This may lead the authorities to reduce their funding, as happened in Florida with management of hydrilla (*hydrilla verticillata*). Ideally, a full cost-benefit analysis should be performed before deciding to attempt eradication.

Cost-benefit analysis in the natural resources field is a complex undertaking (see p. 199). In the case of invasions, it is difficult to predict their progress or the effects of different management measures. In 2004, a conceptual model for agricultural and natural ecosystems was put forward. It takes account of the intrinsic rate of spread of the invader's range, the cost per unit area of controlling the invasion, and the damage per unit area caused by infestation. It identifies a threshold (to be determined) beyond which the colonised area is too large for successful eradication. However, economic analyses of this kind should include the risk of spread to other areas.

Eradication is more likely to succeed on islands, small islands especially. Many successes have been recorded on islands around the world. With weeds, the most successful eradication campaigns on Pacific islands have been achieved where detection occurred early on. Among the species eradicated are the octopus tree (*Schefflera actinophylla*) in Palau, *Antigonon leptopus* on Niue, and in Hawaii the ivy gourd (*Coccinia grandis*), Jerusalem thorn (*Parkinsonia aculeata*) and fountain grass (*Pennisetum setaceum*). Other successes have been achieved in New Zealand. Commensal rodents (Pacific rat, brown rat, black rat) have been eliminated on more than 90 islands over the past forty years (see other examples in the paper by A. Sheppard *et al.*).

Not all attempts are successful. A classic case is that of common crupina (*Crupina vulgaris*), first detected in an 18-hectare area of Idaho, USA, in 1969. Twelve years later it was established on 9,000 hectares and was classed as a noxious weed at the federal level. An eradication feasibility study was conducted and concluded that eradication was possible. But the project's joint federal and state planning group was not formed until 1991, by which time common crupina had spread to California, Oregon and Washington and affects 25,000 hectares. If action had been taken in the 1970s perhaps an immediate solution would have been found. In fact the planning group decided against immediate action on the grounds that the recommended herbicide would have a negative impact on salmon. Other examples of failure are the fire ant in the south-eastern United States and skeleton weed or rush skeleton weed, *Chondrilla juncea*, in Western Australia.

According to Judith H. Myers there are three alternatives to eradication: containment to slow the spread of an organism, maintaining it at a tolerable density, and biological control. Containment leaves the way open for the possible emergence of new control methods such as better pesticides/weed-killers and genetic modification. Density control calls for conventional mechanical, chemical and biological control methods, and biological control has sometimes been successful, sometimes not. The precautions taken at present, based on relevant scientific knowledge, suggest that these methods will play a key role in future. In any event, there is no simple solution to infestation problems. Even where eradication works, another alien species whose spread has been kept in check by the first species may then proliferate rapidly.

Biosecurity systems

While the concept of environmental protection conflicts with the notion of progress as that term was understood in the twentieth century, the impact of invasive species seems increasingly intolerable, especially in island situations. The world's perception of risk management is changing. With the globalisation of trade, international and national biosecurity systems are proving inadequate to halt the spread of harmful organisms and are attracting criticism. In particular, some authors consider systems that focus solely on the risks associated with the introduction of alien species too limited, and think that effective systems should take into account the motives for such introductions and seek ways of responding to them.

Until recently, only agricultural risks were taken into account; little attention was paid to damage to biodiversity and natural environments. In this regard the precautionary principle should carry increasing weight in future, as indeed is recommended in the CBD (Convention on Biological Diversity). At the time of writing, the WTO (World Trade Organisation) has to comply with the sanitary and phytosanitary measures (SPM) defined in the International Plant Protection Convention (IPPC). International meetings were held recently to foster cooperation between the CBD and IPPC authorities. Of course, addressing the question of invasive species follows the same logic as addressing crop health hazards: both involve combating the introduction and establishment of alien organisms.

Phytosanitary hazards from the national and international standpoints

To date, there is no scientific principle or reliable procedure for predicting the invasive potential of a species in a new geographical area. But for every organism, existing behavioural data from other regions could be put together. In particular, the fact that a plant has infested an environment similar to New Caledonia's, in another country, might suggest that it has the

potential to become established and invasive in New Caledonia. This is equally true of arthropods and pathogens, if the plants they depend on grow in New Caledonia. This point at least highlights the extent of the bibliographical work to be done in the event of an alert, or in case of doubt. Nonetheless, use of effective instruments for assessing the scale of the potential risk is essential.

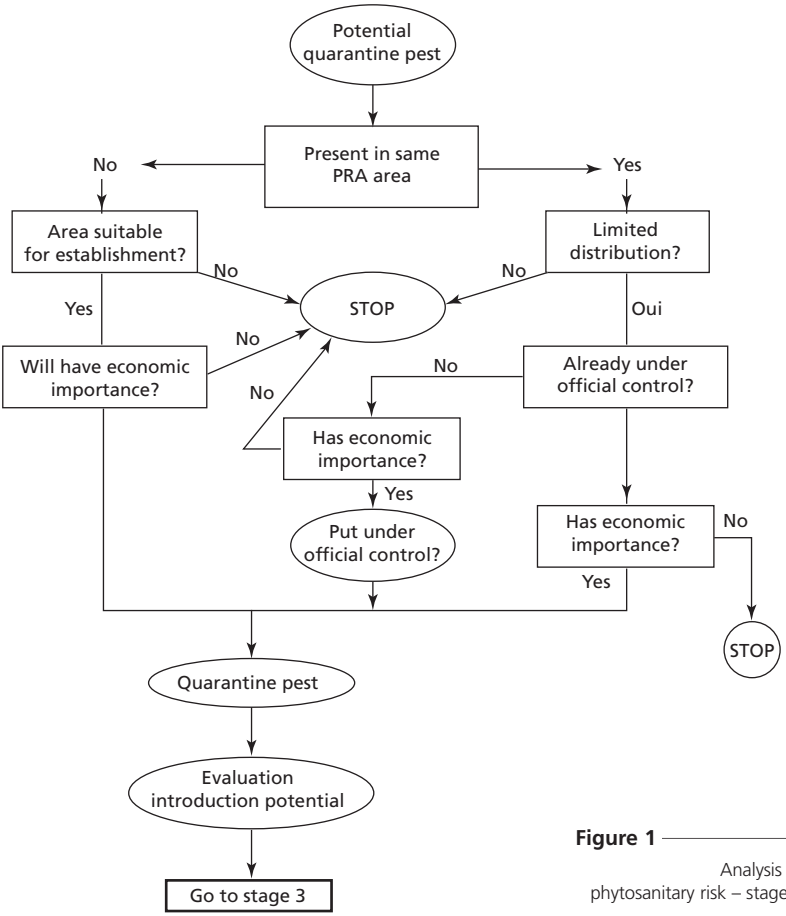


Figure 1

Analysis of phytosanitary risk – stage 2

Evaluation of phytosanitary risk and determination of the appropriate level of protection are governed by the IPPC's Pest Risk Analysis (PRA). This analysis must adhere to the International Standards for Phytosanitary Measures (ISPMs) and must be performed in three stages:

- Stage 1 is to identify a pest and /or pathways that may allow the introduction or spread of a quarantine pest;
- Stage 2 is to assess the pest risk (likelihood of entry to the territory, establishment and spread, economic importance) using the flow chart in Figure 1 above;
- Stage 3 is to manage the pest risk identified in Stage 2.

The goal is to provide biological or other scientific or economic arguments for deciding whether or not to regulate an organism. It also means defining the type of phytosanitary measures to be taken. A country's environmental and phytosanitary protection laws have to comply with international obligations. There are several possible approaches. One is to adopt a blacklist on the basis of "innocent until proven guilty". The IPPC and most countries draw up (and update) lists of pests that it is formally prohibited to import, even with quarantine. Any species not listed can be imported, provided it is not host to a prohibited species. This does not prevent a country from conducting a risk analysis of any species seen as possibly noxious. Some scientists such as the American ecologist Daniel Simberloff hotly contest the "presumption of innocence" approach. Simberloff, for example, objects to the primacy of free trade over environmental concerns in the United States. Countries that have been hard hit by infestations of non-native species, such as Australia and New Zealand, take a different approach: the white list or "guilty until proven innocent" approach. Any species not on the list must be subjected to a phytosanitary analysis. This is the approach recommended in the new European strategy on invasive alien species.

Assessing weed risk involves mainly the first two stages of the pest risk assessment process, i.e. the process for determining whether a pest has, or has not, the characteristics of a quarantine pest or those of a regulated non-quarantine pest. The Weed Risk Assessment system (WRA) was originally developed in Australia. It is designed to be efficient, transparent and to save time and money. It takes the form of a questionnaire and a score sheet; it has 49 questions about the plant's history and biogeography, climate, range, biology, ecology, plant type etc. The plant is accepted or rejected on the

basis of the final score. One limitation of the WRA is that it produces a certain number of false positives. It may also reject species that are useful although invasive. The model is now being adapted and should be a relevant instrument for New Caledonia. Directives on weed risk assessment in developing countries can be obtained from the food and Agriculture Organisation (FAO).

Weed risk assessment always involves a search of the literature, gathering and interpreting all available information about a potential weed. The first information required, in compliance with IPPC standards, is the list of alien plant species in the country. Some paper and electronic sources are vital: regional flora, information on the biology, ecology and distribution of weeds, etc. Networking among experts is another important part of the process. The IPPC provides an international framework for preventing the introduction and spread of pests of plants and plant products. Revised in 1997 and added to since then, it is accepted as authoritative by the WTO.

Biosecurity in the Pacific

Responses to pest problems vary considerably from country to country. New Zealand is internationally recognised as having the world's most highly developed biosecurity system. Its quarantine system is particularly efficient. It is mainly based on the Biosecurity Act of 1993, which aims to prevent the spread of accidentally introduced invasive organisms and keep any new ones out of the country. The responsibility for implementing quarantine falls to the Ministry of Agriculture and Forestry (MAF). The Hazardous Substances and New Organisms Act of 1996 governs the operations and obligations of people and organisations introducing such organisms intentionally. Authorisation must be obtained from ERMA, the Environmental Risk Management Authority. One result of this law has been an effective halt to imports of new alien organisms for leisure purposes.

Import controls on "hazardous goods" reduce the number of inadvertent introductions. All plants and plant products are prohibited entry into New Zealand unless an Import Health Standard has been issued. There are 500 of these for animals, plants and related organic material and products. The MAF's quarantine system is extremely well equipped and inspection is

carried out at all ports of entry to the country, using dogs, X-ray equipment etc. There are spot fines of NZ$ 200 for breach of the law. The same applies to international mail. As regards shipping, new import health standards for shipping containers were recently introduced. Inspections are carried out at ports of entry to the country. According to some authors New Zealand may spend 1% of GDP on biosecurity (see paper by A. Sheppard *et al*.).

Hawaii is a rather different case. As a member of the United States it suffers from the federal authorities' decision to focus primarily on protecting predominant agricultural activities and paying little attention, so far, to ecosystem protection. But Hawaii is extremely vulnerable to invasions. It is the Hawaii Department of Agriculture, Plant Quarantine Branch (HDOA-PQ) that is responsible for regulating and controlling the import and transport of all non-native plants and animals. During the 1990s, following a controversy about the extension to Kahului airport and its potential impact on Haleakala national park, the HDOA conducted a pest risk assessment on the airport. That study was used to improve the airport's quarantine programme, and also led to proposals for improvements for the entire country (see paper by A. Sheppard *et al*.).

Australia's biosecurity system is far more similar to New Zealand's. Australia has suffered so many invasions that 16% of its flora are exotics, 15% of its mammals are invasive aliens and about 20% of its insects are non-native. All in all, alien plants cost AU$ 4.4 billion a year, not counting the environmental damage. The approach adopted is based on a white list of authorised species. Each new species is subjected to an import risk assessment and an environmental risk assessment before being admitted to the country. This procedure, paid for by the importer, must follow a tightly regulated and quite long protocol during which the public are also invited to put their views, which ensures close public involvement in the pest problem (for further information see paper by A. Sheppard *et al*.). Australia's equivalent of New Zealand's Import Health Standard is its Import Risk Assessment (IRA).

French Polynesia is another case worth examining. Since February 2004 this French overseas territory has had a fairly independent status as a *"pays",* with its own government. Its Ministry of Agriculture and Livestock and its Rural Development Department are responsible for plant and animal quarantine on entry, but also for trade between islands. Measures to combat the introduction of invasive species are based on two statutes: the 1995 resolu-

tion on the protection of nature and the resolution on plant protection. The former prohibits the introduction or import of any plant or animal species that does not exist within the territory. Applicants for exemption must provide proof of the innocuousness of the species concerned? a highly dissuasive requirement. The resolution on plant protection lays down a list of pests whose import is prohibited. An inter-ministerial Committee was set up in 1998 to combat miconia and other weeds endangering biodiversity. It may in time be extended to cover all invasive pests and weeds (for further information see paper by A. Sheppard *et al*.).

In any case there is no doubt that successful preventive measures against an invasive species that has not yet been introduced is directly correlated with the efficiency of the biosecurity system. Thus New Zealand has never yet been invaded by the red imported fire ant, although RIFA has established in Australia (2001), Taiwan (2004), Hong Kong (2005) and continental China (2005). The New Zealand authorities also say they have eradicated the gipsy moth (*Lymantria dispar*), unseen since May 2005. The Ministry for Agriculture and Fisheries had been operating a surveillance programme since 1993. When a gipsy moth was caught in South Auckland in 2003 an eradication programme was launched immediately, costing NZ$ 5.4 million for two years of treatment.

The New Caledonian quarantine system

One factor that facilitates surveillance in New Caledonia is that there are only two main ports of entry to the territory. About 99.9% of goods pass through the port of Nouméa, which is also where nearly all cruise ships stop over. The international airport at Tontouta is the only point of entry for air traffic, making it the main point of entry for invasive species that cannot survive long in transport. Residents are far more likely to introduce alien species (exotic plants especially) than are tourists. However, there are also new entry points with customs inspections, such as those connected with mining at Koumac and Goro, and tourist ports of call (Touho, Lifou, Hienghene). All postal parcels go through Nouméa. Parcels containing plant material ordered from companies abroad have to be accompanied by a customs declaration, and can therefore be inspected. The risk from private mail is much greater.

The legal quarantine provisions for pests of plants is broadly based on European equivalents, with some particular features appropriate to isolated regions (see Appendix 2 of paper by M. Delos *et al*.). It is based on two resolutions by New Caledonia's Congress: one passed on 11 August 1992, for the general framework of plant protection measures including plant quarantine, and one passed on 18 October 1996 which concerns plant quarantine more specifically. The quarantine lists are "negative" for undesirable organisms and their potential carriers, and "positive" for goods known to potentially carry undesirable organisms. Because of New Caledonia's particular characteristics as a group of islands that have historically been isolated by distance from flows of people and plants, the quarantine system is backed up by two other types of measure. The first type is taken by the executive powers in cases of imminent danger (introduction or propagation of an organism not on the negative list). The other is the introduction of an import permit for plants or plant products not otherwise covered by the regulations. This gives the administration the means to exercise continuous control over declared imports.

There are three negative lists of pests and undesirable plant material and growing mediums. They feature as appendices I, II and III to the New Caledonia government's resolutions (see paper by M. Delos *et al*.). In addition, there is a fourth appendix that lays down the import conditions for authorised goods and plants. An import permit is almost always required (Appendix IV) except for large volumes of plant produce, fruit and vegetables imported from particular regions (Australia, Chile, European Union, New Zealand, United States). Any product or produce from a dubious origin and which might harbour for example such pests as *Bractocera* or *Anastrepha*, which are established in some parts of America, must be treated. However, there is one significant gap in the regulations: wood for transport-related purposes (wedges, packaging for non-agricultural goods) is not covered. Only rough timber and manufactured wood products are covered, with measures appropriate to the risk.

Overall, New Caledonia's legislative arrangements seem satisfactory for preventing the introduction of invasive pests of plants. Some improvements could be made, however. Apart from the wooden packaging problem, they concern the animal list in Appendix I, which is too short (particularly for vertebrates, arthropods and molluscs). It would also be desirable to pay special

attention to second-hand vehicles and machinery, e.g. farm machinery and combine harvesters, that have been used for farm work or forestry outside New Caledonia. And there is so far no control of invasive animal species that are not plant pests and do not carry diseases monitored by the veterinary services. Finally, there are some obvious absences from the quarantine lists, such as the rust fungus *Puccinia psidii*, which attacks many Myrtaceae species? and Myrtaceae should be on the plants list as potential rust vectors.

As regards the administrative quarantine system, a decree on the organisation of the New Caledonia regional customs department (24 April 2002) and a New Caledonia government decree of 22 February 2002 define the attributes of the food, veterinary and rural affairs department, DAVAR (*Direction des Affaires Vétérinaire, Alimentaire et Rurale*) (see Appendix 2 of this report and paper by M. Delos *et al*.). The veterinary, food and phytosanitary inspection department is responsible for plant and animal quarantine, inspection, surveillance and pest control within the territory. This is a fairly conventional arrangement: a double system of inspection with an initial sorting of goods at the customs stage using a customs code, the goods being subjected to a phytosanitary check by the DAVAR if necessary. The division of roles between the different monitoring and inspection actors is the same in many countries (see paper by M. Delos *et al*.).

As regards resources, no doubt the weakest point of the New Caledonian system, it would be useful to have at least one itinerant officer plus two officer at border points, to monitor the new ports of entry in Northern Province. Further, with more inspectors, larger volumes of goods could be inspected. X-ray checks on shipping containers and postal parcels are altogether insufficient. But above all, a phytosanitary identification laboratory and a quarantine station are needed. These are indispensable, for example for assessing the environmental impact of hazardous plants whose introduction is nonetheless desirable.

Risk monitoring and management in New Caledonia

Major surveillance and control activities are defined by the Congress resolution of 11 August 1992 (see above). Five kinds of action are involved: monitoring of plant and crop production, pest identification, farmer alerts,

inspection of plant production and multiplication sites, and surveillance of the introduction, multiplication and use of biological control agents (such organisms can prove to be formidable pests). The administrative arrangements for surveillance and control are defined in the decree of 22 February 2001. Surveillance is an essential component of the biosecurity system (see Table 12 below and Appendix 4 of the paper by M. Delos *et al*.). There are two aspects: general surveillance and spot checks. The latter would include, for example, the prospecting work carried out in attempting to eradicate bunchy top. General surveillance can usefully harness observations by farmers, researchers, associations and learned societies.

Table 12 – Territorial surveillance and post-introduction risk control and management: who does what

Organisation	Surveillance, detection and inspection	Management: eradication and control
Davar	– Surveillance and sanitary inspection of plant production – Inspection of plant production and multiplication establishments – Contribution to organisation of farmer alerts (theoretical)	Control of serious pests of plants. Organises eradication
Provincial services DDR* and DRN* in Southern Province DDE-E* in Northern Province DAE* in Loyalty Islands Province	– Participation in surveillance – DDR* (agriculture) performs technical and sanitary monitoring and gives technical advice – DRN* (environment) ensures protection of the islands and conservation of natural resources. It also draws up province-level regulations on environmental issues – DDE-E* draws up provincial regulations on environmental issues and ensures the preservation of provincial natural heritage	Contribute to control measures, organise eradication of invasive species that threatent the natural environment (rats on small islands, miconia, etc.).

* DDR : Direction du développement rural.
DRN : Direction des ressources naturelles.
DDE-E : Direction du développement économique et de l'environnement.
DAE : Direction des affaires économiques.

There is a lack of staff and resources for monitoring and inspection, particularly inspection of plant production and multiplication establishments. The division of work between the provincial services does not seem clear-cut. Farmer alerts, which the regulations also provide for, remain somewhat theoretical even though they would be an effective tool for managing pests that have established, and also for institutional communication. Surveillance of non-agricultural areas and forests is still embryonic. A far more rigorous surveillance network than at present will have to be set up, especially in Southern Province. This region has the most ports of entry as well as most of the economically active population. It is wide open to accidental introductions owing to the flow of goods through it, and also to intentional introductions (introduction of potentially invasive ornamental plants is more likely in more densely populated areas). Most of New Caledonia's nursery gardens are in this province, too, and 90% of them are not inspected. These weaknesses in the surveillance and control system doubtless contributed to the failure to eradicate bunchy top (see also p. 229). An effective surveillance and prospecting system requires networking between provincial services. Such a network has yet to be set up. The absence of organised private enterprise in the plant pest control prescription sector, such as exist for animals in the veterinary business, is a major handicap. New Caledonia's research centres, farmers and environmental protection associations could act as relays in the field for a certain number of species and ecosystems.

Communication on invasive species

Like any other environmental problem, control of invasive species needs to be based on awareness of the implications by the public and by private enterprise. Active, informed public support is a major factor for success in managing a pest crisis; regulations and coercive measures alone do not succeed. Which raises the question of what to communicate, and how. There may be conflicts of interest where alien species are concerned because some of them are a source of income, pleasure or even a staple food for some people.

A communication drive is not cheap, so it is crucial that messages be well thought out, targets clearly identified and the expected benefits estimated beforehand. In economic terms, information dissemination is henceforth a fully-fledged risk management method.

From information to communication

The involvement of local communities and public participation in general is considered an indispensable factor for the success of some projects run by the World Bank and other international organisations. The IUCN also recommends building communication strategies as part of the preparations for a pest prevention, eradication or control programme. In its view, real consultations with local communities and all parties concerned by the programme will prevent most later misunderstandings and disagreements. Although fines or other penalties have sometimes been applied to encourage environmental risk prevention, it seems that a public information drive can greatly increase compliance with standards.

In economics, asymmetrical information, the fact that not all agents are perfectly informed, is regarded as a market dysfunction. Information divulged helps to correct the imbalance. The result is an increase in collective well-being compared to the initial situation and hence more efficient

An information drive about the hazards of invasive species may have various objectives and advantages:

– Enabling people to become aware of hazardous behaviour or activities and to change them. This will be a very useful addition to official programmes using the HACCP system (critical control points system, see p. 189) to prevent the introduction of invasive species.

– Enabling those affected to identify the source and foreseeable consequences of an environmental problem and so giving them the means to respond.

– Changing public perception of the importance of environmental issues, either by improving their scientific knowledge of a given problem (information campaign) or by convincing them of the urgency of the need for action. This can be vital for legitimising official intervention.

resource allocation. In politics, information drives (local or general) are a way for political and administrative authorities to legitimise their actions. Individuals are more likely to pay willingly for prevention programmes if they are supplied with scientific information. The gains are triple: there is better understanding of environmental issues, official actions are more widely seen as legitimate, and those actions are more effective.

The relative importance of these objectives should guide the choice of communication strategy: general education campaigns, awareness and sensitisation campaigns on specific hazards, social marketing campaigns (persuasion). In practice, the first stage is to identify the target groups (business people, farmers, general public etc.) and draw up a socio-economic profile of them, even if it is a crude profile. The next step is to define the objectives (to educate, raise awareness or change behaviour) and choose a suitable strategy (an awareness or sensitisation campaign, or a social marketing campaign designed to change behaviour). By designing impact indicators and using focus groups, an ongoing campaign can be readjusted. Success partly depends, of course, on the credibility of the information disseminated and the media used (see paper by E. Gozlan *et al*.).

Awareness and sensitisation campaigns are intended to inform and influence individual and collective decisions so that they take better account of the environment. In 2001 the IUCN suggested a set of recommendations on invasive species (see box).

IUCN recommendations for an information campaign on invasive species

1/ Identify the particular interests and roles of local communities and relevant branches of business with regard to IAS problems and target them with relevant information and recommended actions, the general public being an important target group to consider.

2/ Facilitate access to up-to-date, accurate information as a key element in awareness and sensitisation campaigns. Inform different target audiences using different media: electronic media, handbooks, databases, scientific journals, general readership publications.

3/ Focus especially on importers and exporters of living organisms. This is a key target group for information and education drives, to generate greater awareness and better understanding of the problem and their own possible role in prevention.

4/ Encourage the private sector to develop and comply with its own recommendations and good practice guidelines. Monitor compliance with these recommendations.

5/ Inform and advise travellers, both international and in-country. Make as many people as possible aware of the risks and the effects they could induce by importing species. This is another important priority and can be a low-cost way to reduce risk.

6/ Encourage the eco-tourism sector to make its customers aware of the IAS problem. Work with eco-tourism operators to develop specific principles and recommendations for the tourism industry to prevent accidental or unauthorised introduction of alien plants (particularly seeds) and animals into island habitats and particularly vulnerable ecosystems such as lakes, mountains, nature reserves, wilderness and isolated forests.

7/ Not only train quarantine and border control staff in their actual skills and responsibilities but also educate them in the broader context and the threats to biodiversity.

8/ Draw up communication strategies when preparing prevention, eradication or control programmes. Real consultation with local communities and all parties concerned by the programme will prevent most subsequent misunderstandings and disagreements.

9/ Allow a suitable place for addressing IAS problems and possible solutions in school curricula and education programmes.

10/ Make sure national regulations on the intentional and unintentional introduction of alien species are known and understood, not only by the citizens and institutions of the country but also by foreign importers and tourists.

In social marketing, marketing principles and techniques are used to lead the public to accept, reject, modify or cease certain behaviour patterns, in their own interests or those of society. It is used to address public health problems such as AIDS. The Global Invasive Species Programme (GISP) argues more for this type of strategy and has enumerated the stages involved (see paper by E. Gozlan *et al*.).

Communication campaigns in the Pacific

Many Pacific states have run communication campaigns on the dangers if invasive species, but there no study of their impact and measurable results has been published. It is also difficult to properly analyse such campaigns out of context, without the perspective of earlier campaigns or a broader campaign of which they are part. Nonetheless, below we look at four fairly complementary information, awareness and public participation drives. A detailed analysis grid was used to pick out the main features of the communication strategies used in different places (see paper by E. Gozlan *et al*.).

Australia: a weeds information and awareness programme

In Australia, more than 125,000 plant species can be legally imported with no weed risk assessment, including many agricultural and environmental weeds that represent a serious threat to agriculture and the environment. Some are sold in garden shops, despite Australia's world-renowned prevention system. A scientific information programme was launched by the Cooperative Research Centre for Australian Weed Management (CRC). Its aim is to protect ecosystems and farming systems by expanding and promoting integrated crop management systems based on sound science. The target audience includes policy makers, those whose work is connected with crop management, scientific experts and the general public. The idea is also to train future researchers, policy makers and professionals and to encourage awareness among school pupils and students. The programme uses various media (website, educational documents and programmes for all school levels, online games and animations). No data are available as yet to indicate how effective it is.

French Polynesia: a successful campaign to raise awareness and involve the public

The purpose was to control invasion of some Polynesian islands by *Miconia calvescens.* The campaign set out to make the population aware of the prob-

lem, obtain its support for and participation in the control programme, educate children and make it possible to identify any new invasion at an early stage. Poster campaigns, intervention at scientific events and work with children in schools and in the field all played a large part, while the press, radio and TV actively relayed the information. The results are very encouraging. In particular, the population (hunters especially) have participated, notifying the authorities of a number of new, remote or distant *M. calvescens* stations.

New Zealand: a programme sensitive to linguistic and cultural minorities

One of New Zealand's weed programmes, in English, is similar in many ways to the Australian programme. But in 2002, a parallel programme was launched, to mainstream the Chinese community's involvement in conservation. A consortium was set up, the Chinese Conservation Education Trust, with an opening ceremony that blended Maori, Chinese and European cultures and traditions. There have been three types of awareness raising activity: educational outings, trips to quarantine centres, and regular seminars about CITES (Convention on International Trade in Endangered Species) and its relevance to Chinese medicine.

Hawaii: a campaign that opted for a sensational approach

The Coordinating Group on Alien Pest Species (CGAPS), which groups a number of Hawaiian institutions, published an informative brochure on the dangers of invasive species, their origins, and recommendations for prevention? with a special phone number to call for anyone who spotted one of them. The tone and the form were deliberately alarmist: black flyleaf, alarmist text inside printed in black on a red ground, repulsive photographs, images of distraught farmers, etc. It undoubtedly makes an impression, but it cannot be more than a useful addition to other forms of information dissemination carried out at the same time.

These examples show that authorities tend to prefer awareness campaigns to social marketing approaches. Furthermore, all these campaigns were part of broader prevention or control campaigns. Most gave information not only about risks but also about what was being done to combat the pest. And finally in each case the authorities responsible chose ambitious programmes within the framework of a government institution.

Successes and failures in New Caledonia

In New Caledonia, a certain number of initiatives have been undertaken to inform the public about the problem of invasive species (leaflets in the Southern Province, a page on Northern Province's Website), but these are not yet large-scale information campaigns. Major campaigns have been run for other risks, however, and we can draw some conclusions from their successes and failures. In particular, as in the above examples, information drives seem to have amplified the effectiveness of well-designed programmes, but had little impact where the programme itself was too flawed.

For example, the many bushfire information and awareness campaigns conducted in the past fifteen years seem to reveal their limitations when they are conducted in isolation, i.e. without a proper fire risk management programme. From a socio-economic study conducted in Southern Province it emerges that residents are aware of the problem and feel genuinely involved. But the eco-wardens' analysis show that some fires are deliberately started for economic reasons such as driving game or protecting crops from pigs, and above all that the warning and control system had serious defects, e.g. no free phone number to call. This suggests that information will not be effective unless it is part of a programme that brings real solutions to the problems in concerned.

The dengue fever control campaign on the other hand was a success. The health authorities has received a shock from the 2003 epidemic, in which 17 people died, and in early 2004 were worrying because all the conditions were there for a renewed epidemic. The only possible control method was to control the mosquito vectors in the areas concerned by eliminating their breeding sites. But there were innumerable small bodies of stagnant water for mosquitoes to breed in and public participation was essential. With the idea of combating residents' passiveness, the campaign consisted of one day of general mobilisation throughout New Caledonia, on the government's initiative, with a media campaign and distribution of anti-dengue kits (100-litre bags of anti-dengue with instructions for use). The result was a spectacular drop in indicators in all districts. The simplicity of the message, regarding both the purpose of the campaign and the action required, the collective dynamic and the brief, one-off nature of the campaign doubtless contributed to its success.

Another awareness campaign in New Caledonia concerned water management in the Loyalty Islands. This was part of a broad programme to help conserve water resources. The aim was to teach local communities to reconcile development projects with water management needs. Much work was done over a period of three years, including surveys on attitudes to water, mobilisation of all the information media, and training for staff in the technical services. This was another successful campaign, as technical staff and residents becoming proficient in using the decision aids and methods.

The campaign to control banana bunchy top disease failed to persuade the population that it was in their interest to eradicate the disease by destroying contaminated banana plants, and that they had nothing to lose by it (see p. 199). The aim was to persuade the population to participate in eradicating the virus. According to an ongoing field survey, the failure was not due to poor dissemination of the message? over 90% of people interviewed had heard of the campaign, 80% of them from television? nor to ethnic particularities. Some survey responses reveal that part of the population lacks confidence in the authorities. For example, squatters thought the measure was intended to force them to stop growing their own bananas and buy them in the markets instead, for the benefit of the farmers.

Suggestions

The particular features of the New Caledonian situation include its institutional structure, geographical characteristics and some cultural features. In institutional terms, since the Matignon accords responsibility for environmental matters mainly falls to the three province authorities. With no national body responsible for such issues, there is no structure with sufficient funds to set up any large-scale programme. In geographical terms, with all the islands depending on Grande-Terre for trade, inter-island transport links require a targeted information drive. In terms of culture and language, with 28 languages in more or less common use plus immigrant communities' languages, and most of the media using french, additional means are required to reach all population groups. This is especially relevant because some recently arrived immigrant groups maintain strong links with their country of origin, which may encourage them to bring in alien species. Different ethnic communities may have widely differing attitudes to particular species.

It may be useful for the three provinces to set up a common structure responsible for environmental issues. This structure would involve the New Caledonian voluntary sector, local research bodies and industry. Before any awareness campaign, critical points for invasion hazards should be identified, target groups identified and messages properly conceived. Field work should be done to identify perceptions and beliefs, and to find credible information relays. A multitude of means exist to communicate messages, using domestic passenger transport, local festivities, etc. and images that are meaningful to each target group.

Suggestions and recommendations[3]

The New Caledonian archipelago is heavily dependent on the outside world for supplies of fresh and processed food. The expansion of the mining industry, trade in general and tourism is bringing in people, goods and capital equipment from all the world's climates. This leaves the islands open to deliberate or accidental introduction of a wide variety of alien species. At any moment some of these may display invasive behaviour, with tragic consequences for the environment. Given the species-rich environment of the archipelago and its high rate of endemism, weed invasion would result in an increasingly depleted flora and seriously degraded landscape quality. The following recommendations are obviously not exhaustive; other recommendations have been made in the preceding chapters. The recommendations below seem to us to be either the most urgent or the easiest to implement.

In this study, vertebrates have been examined in greater depth because the published information on these species is of higher quality. In the present state of knowledge, lack of data and scientific literature on invasive weeds and invertebrates means that the experts could not analyse these in the same depth.

Amass data

Take every opportunity in future to fill gaps in knowledge about alien species introduced into New Caledonia, particularly weeds and invertebrates. Data sheets have been produced on the most important ones, those that must be kept out of New Caledonia at all costs. It is recommended to use these data and to progressively update the lists of potentially invasive species, especially by reviewing the international listings.

[3] This chapter is the tent's summary of the scientific coordinators. It is available on the CD-ROM added.

THE QUARANTINE SYSTEM

New Caledonia's legal provisions for monitoring and control only enable the territory to take partial theoretical account of the problem of invasive species. It does not provide ways of addressing all the problems connected with invasive species, and there is no sufficiently coherent system for investigating and acting on these problems. The main shortcomings stem from the lack of a phytosanitary identification laboratory and quarantine station that would be effective for controlling the introduction of species considered to be useful. Setting up such a laboratory and providing staff with suitable training seems to be a top priority, but would be a considerable financial investment.

Infrastructure for investigation and action

– Set up and equip a phytosanitary component at the DAVAR laboratory and give it the DAVAR laboratory the resources to become more efficient. It could then ensure really adequate phytosanitary control and would also be able to address the problem of invasive species.

– Introduce plant quarantine to ensure that all approved deliberate introductions are safe.

– Among other possible improvements, amend regulations so that phytosanitary control can cover products whose customs codes currently exempt them, but which may harbour insects such as cockroaches. This includes wooden packaging, corrugated cardboard etc.

ENVIRONMENTAL HAZARDS

Taking the problem of invasive species formally into account in an organised way requires coordination. At present, responsibility for environmental issues is shared between the territory- and province-level authorities. It is essential to establish coordination among all involved in environmental matters.

Coordinating the system for control of invasive species

A small working structure involving environmental policy makers at territory and province level should be set up, giving it a formal structure such as a scientific investment agency (GIS). Its task would be to make proposals that would be pertinent to all environmental issues and compatible with the situations on the different islands. It would also have the task of implementing collective decisions in the field and establishing links with Pacific networks, particularly those concerned with invasive species.

At both territory and province level, some regulations need to be amended and new ones introduced. As regards applications for permission to introduce species to meet particular needs in farming, horticulture, hunting or the pet trade, the best approach is the precautionary principle: "whatever is not explicitly allowed is prohibited". This would mean drawing up an open-ended positive list, to be progressively added to as applications to introduce new species are submitted, for whatever reasons, and the attendant risks assessed. All types of species imports connected with trade or tourism should be made as safe as possible, given that these movements are essential for New Caledonia's economic development and cannot be outlawed.

Hints for suitable regulations on invasive species

– Adopt a principle of prior examination of each import sector, making a cost-benefit analysis (or any other suitable type of analysis) on which to base the regulatory and technical monitoring system for the accepted risk.

– Adopt an open-ended negative list of all quarantine organisms from the invasive species viewpoint.

– Set up a vigilance and warning programme based on regional systems disseminating alert lists.

– Adopt the principle that if the task of detection and monitoring is delegated to an importer or operator, that importer or operator is responsible.

– Make any new establishment conditional on creating a biodiversity monitoring station and establishing a "point zero" baseline inventory of the site's biodiversity. This should be thorough enough to be acceptable given the resources available.

The surveillance at entry points in external borders and transit points at inter-island borders should be handled differently. At external borders customs inspections should determine which goods require to be examined by phytosanitary officers, as is the case at present. At internal borders, the situation differs for each of New Caledonia's three entities. As Grande Terre concentrates the most alien species, efficient, acceptable checks on inter-island transfers to and from there, as is the case in Tahiti. But however vigilant the authorities are, border controls can never be sufficient. The strength of a prevention system depends on an efficient biosurveillance network.

The biosurveillance network should hinge on several complementary arrangements
– Biodiversity monitoring stations, set up to record the state of biodiversity before any new industrial, mining or commercial (especially tourist) establishment is set up. – Ecological stations set up at sites representative of each of New Caledonia's biotopes. – A monitoring programme performed by identified officers (territory and province level) for field visits and possible sampling, and by scientists for laboratory examinations (staff of DAVAR or the research institutes working in New Caledonia). More staff need to be allocated to this type of operation. – A clearly identified body (or person) to act as network coordinator.

However, no biosurveillance system can achieve zero risk. It is therefore crucial to step in as early as possible if there is an invasion alert. The first step is to try to eradicate the species or, failing that, to set up a programme to control its spread.

Emergency measures
– Mobilise both public and private resources, especially naturalists' clubs and societies, under a programme funded by the territory, the provinces and such bodies as the European Union, the WWF etc. – Set up an eradication programme, under specific conditions, for potentially invasive species and invasive species that have not yet spread far. – Set up a pest control programme to contain the spread of species that have gained too firm a foothold for eradication.

Lastly, involving local communities is a necessary condition for the success of an operation against an invasive species, or indeed any heritage protection programme. Although there are few published impact studies on communication campaigns, some important points are worth stressing for the success of such campaigns, especially the choice of target groups.

Involving the community
– An information campaign must be part of a clearly defined pest control strategy. – It is of prime importance to choose target groups intelligently: for example, with risks connected with mining, the rate of worker turnover must be taken into account. – An impact assessment must be made during and after the campaign, to analyse the causes of success or failure. – An early, systematic information campaign among schoolchildren could be organised (as has already been done in Southern Province).

Financing invasive species control

There are several possible ways to release the necessary resources for implementing these suggestions:

- an environmental protection tax, part of which could be raised on imports (depending on the volume of trade) and part raised on air transport and/or added to real estate tax on buildings, for example;
- direct contribution by tourist trade enterprises and/or new industrial enterprises, for establishing cost-benefit analyses and environmental monitoring operations;
- payments from the New Caledonia government and province authorities;
- targeted requests to international and world funding bodies (e.g. the European Union via the 6th FRDP's Net-Biome project, the World Environment Fund).

Another possible way is to design a real development policy based on protecting the natural heritage, taking advantage of this wealth for economic progress and establishing protected nature parks, as has been done by many countries where eco-tourism has developed. New Caledonia is a biodiversity hotspot, with a very wide variety of landscapes and large num-

bers of endemic species. It could develop eco-tourism intelligently. To do that, it should design an overall project for the archipelago, based financially on an environment fund that could be fed from a range of sources:

- a system of taxes and subsidies on economic activities directly impacting on, involved in or affected by environmental quality;
- voluntary or mandatory contributions from industrial projects that endanger the environment.

That depends on political will, a dynamic institutional operator, a structured, ambitious project covering a network of intelligently managed protected areas, following examples such as Costa Rica. Projects of this type create jobs and bring in foreign currency.

Summary of recommendations

Recommendation	Requirement	Solution and cost
Establish black or grey lists	Scientific names of species	Consult websites devoted to this subject
Set up phytosanitary component at Davar laboratory	– Laboratory of c. 70 m^2 (electricity, water, gas, furniture, cupboard, tiled work surface, etc) – Equipment (opticals, autoclave, glassware, small items, chemicals, species identification books, computer, internet link, etc.) – Staff: 1 engineer, 2 technicians 1 vehicle	– Cost to be assessed on-site (equivalent in France: c. €50,000 for annual operation) – Top priority: this figure could double if it is decided to take risk analyses properly into account
Set up quarantine facilities	– Protected plots under surveillance – Insect proof glasshouse (S 2/3)	– Cost to be assessed on site – Similar facilities in France could cost between €50,000 and €150,000 depending on isolation requirements

Recommendation	Requirement	Solution and cost
Train staff in species identification and risk analysis		
Set up a biosurveillance network	– Monitoring stations (1 per high-risk establishment) – Ecological monitoring stations (1 per characteristic site) – For surveillance and control of inter-island borders this requires: 2 officers for the islands, 3 officers for Grande-Terre	– These officers must be able to be called to any part of the territory. They must report to the same organisation and must constitute a team, for obvious reasons of collective efficiency – The number of officers might subsequently increase
Set up a rapid intervention programme for emergencies and for dealiing with species already present	Set up an environmental protection fund with which to organise and possibly sub-contract eradication or control operations	Where these funds are drawn from will depend on the authorities: taxes on commercial or industrial operations with an impact on, or dependent on, environmental quality
Information or communication campaigns	– Clearly defined goal – Clearly defined monitoring indicators – Final analysis and synthesis – Reporting and publication	Financed by intervention fund and partners

Appendices

Specifications of the expert group review

Introduction

The New Caledonia archipelago has particularities that must be taken into account in each of the papers written for the review: its nature as a group of islands, its subtropical climate, its cultural diversity, the different situations of its different provinces, its institutional situation and the fact that it possesses 0.5% of world biodiversity.

Background

a. Regional and international mobilisation against invasions by alien species (initiatives by authorities, scientists, the IUCN, position of New Caledonia (NC) compared to regional South Pacific strategy, project to integrate NC in French national biodiversity plan);

b. Species introductions: trials and tribulations;

c. Facts about phytosanitary border controls, inadequacy of environmental hazard controls;

Scope of the analysis

a. The client body's definition: "an invasive species is an alien (exotic, exogenous, imported) species whose accidental or intentional introduction and proliferation in natural or semi-natural environments causes or is liable to cause damage in the New Caledonia archipelago". This definition excludes from the scope of the review local species that develop invasive behaviour (e.g. niaouli and lorikeets). It highlights the fact that proliferation is difficult or impossible to control (adapted from the IUCN definition).

b. Restricted to terrestrial and freshwater ecosystems.

c. As regards pathogens, restricted to biological vectors.

Aims of the review

Suggest the component elements of a suitable, efficient biosecurity system for New Caledonia, based on a scientifically sound analysis:

- of biosecurity systems in the South Pacific;
- of the risks connected with the introduction and proliferation of alien species in New Caledonia.

Elements of the review

Biological aspects

a. Analysis of the situation regarding invasive alien species (IAS) now present in NC or liable to arrive there: inventory.

b. Typology of potential risks (critical analysis of classification and prioritisation criteria, analysis of entry pathways, risk assessment) for establishing positive lists for NC.

c. Specifications for authorised introduction.

d. Critical analysis of technical factors to be taken into account in biosecurity systems (prevention, surveillance, eradication, control).

e. Definition of tools for environmental impact assessment: applicability to IASs and the various ecological situations in New Caledonia.

Socio-economic and regulatory aspects

a. Analysis of communication about IAS-related risks (or a comparable subject).

- Study of two communication campaigns relevant to New Caledonia's particular features (e.g. culturally diverse archipelago). One of these two campaigns must have been the subject of an impact study.
- Construction of a field analysis grid applicable to NC (information vectors, risk perception and acceptability, conditions for success or failure in setting up a collective system).

b. Comparative study of some legal and regulatory systems in use in island groups.

■ Highlight the essential characteristics of a biosecurity system (structure, coordination, functioning, cost, crisis management) taking into account the institutional situation in New Caledonia and the interactions between NC and the outside world, but also relations between the provinces.

■ Financing methods.

c. Analysis of criteria for constructing a cost-benefit analysis applied to environmental risk, adapted to each IAS and to the various ecological situations (Grande-Terre and Loyalty Islands).

Conditions for the efficacy of a New Caledonian biosecurity system

a. Responsiveness / inertia.

b. Sharing/concentration of competencies (technology, missions, funding).

c. Emergency plans.

Feasibility of a prospective study based on scenarios

a. Simulation of an IAS introduction (fire ant) and proliferation (miconia) in Grande-Terre and the Loyalty Islands.

b. Cost-benefit analysis.

For this study, it is mandatory to have a local reference expert in each case.

The experts' work plan

Inventory

Question 1: Are all the islands of New Caledonia affected by biological invasions in the same way? Question addressed by analysing several taxonomic groups.

Question 2: What potentially invasive plant or animal species currently constitute major environmental threats to New Caledonia?

Assessment of environmental and socio-economic risks and consequences of intentional or unintentional species introductions

Question 3: For species identified as dangerous under Question 2, which local characteristics (of the environment or of the surveillance system) are

crucial for assessing the probability of invasion into New Caledonia? This question requires a description of a succession of events leading to invasion of an ecosystem? intentional or unintentional import, establishment, sustainable spread, etc.? and identification of possible control points at each stage of the process.

NB: take into account the islands' end-of-the-line situation in relation to Grande-Terre.

Question 4: How can the likely consequences for the environment of an uncontrolled introduction be assessed? Start from cases of known, documented invasions in the Pacific. Examples: black rat (Loyalty Islands Province), fire ant and miconia (Tahiti).

Question 5: Analysis of common ways of profiting from environmental goods as public goods (non-marketable services). Then differentiate the different types of costs associated with invasive species: direct costs, loss of biodiversity, prevention and control costs. Discuss the options to be considered (from the literature) in terms of cost sharing between the parties concerned (business, authorities, transporters, end consumers etc.)

NB: take into account the islands' end-of-the-line situation in relation to Grande-Terre.

Question 6: On what basis and in what way should a cost-benefit analysis incorporating different introduction scenarios be conducted, to provide the basis for a rational control policy? Discuss how such an analysis might be applied to the decision to authorise imports of a potentially invasive species such as the Australian tree fern (an ornamental plant).

Critical analysis of control measures and intervention methods

Question 7: What are the elements of a system for detection and surveillance after introduction? Can the efficacy of such a system be assessed?

Question 8: What eradication or management measures have already been taken (or experimented with) that express this potential? Can their efficacy be assessed?

Question 9: Given all the above information, is it possible to draw up a table of the risks for New Caledonia?

Biosecurity, analysis and proposals

Question 10: Analyse the relevance of some biosecurity systems already set up in Pacific countries to protect against invasive species. Describe their technical, legal and organisational characteristics.

On what criteria, or in what way, can one assess the aptitude of a candidate species to become invasive?

In Pacific islands where there are not yet any IASs, what measures have been adopted to prevent their introduction? Can one analyse the relevance and efficacy of these measures? Case study: insects (Hawaii).

The proposals must take into account the different possible entry pathways to each island and province of the New Caledonian archipelago.

Question 11: Analyse the New Caledonian system in the same way.

Question 12: Make all possible suggestions regarding the pertinence, consistency, structure and functioning of this system.

Communicating about the risk

Question 13: Brief presentation of the comparative advantages and disadvantages of using communication and training campaigns as opposed to regulations, for reducing environmental hazards. Analyse the conditions for effectiveness for different types of campaign, according to the types of warning issued, the target groups, dissemination vectors and information relays.

Question 14: Present the goals of communication and risk awareness campaigns concerning invasive species, particularly in the Pacific. Specify the ways and means employed and, if applicable, the performance of campaigns (differentiated by site, geographical zone etc.), and how and to what extent they take cultural and community aspects into account.

Question 15: Analyse two communication campaigns in New Caledonia intended to raise local people's awareness of environmental or health risks, and draw conclusions for New Caledonia's particular situation. One of the two studies must have been the subject of an impact study.

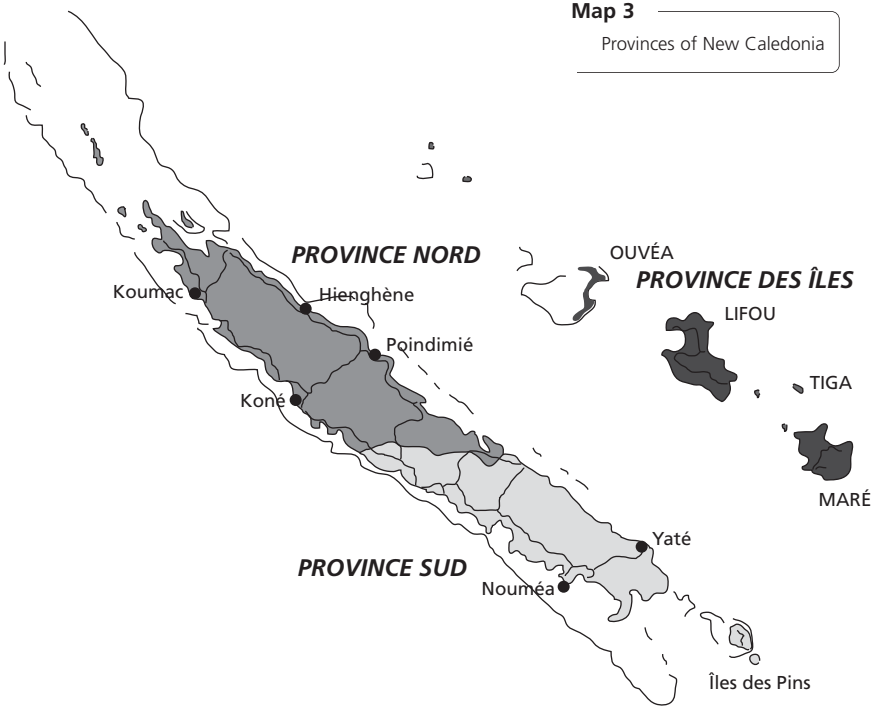
Question 16: According to the findings presented in response to questions 13, 14 and 15, construct an analysis grid that can be used to set up

field analysis in New Caledonia. The field analyse itself will not be conducted as part of the expert group review. Make suggestions about the way in which information messages might be structured so as to be pertinent and have a real impact, changing people's behaviour and getting the New Caledonian population involved.

New Caledonia and invasive species

Map 3

Provinces of New Caledonia



Southern Province

Measures against invasive species are among the great environmental protection challenges the Southern Province has identified. It is a problem that fully justifies coordination and joint effort among the authorities concerned. Southern Province has provided the impetus for establishing a coordination and consultation structure among the provinces, the New Caledonia government and the French state, assisted by scientific experts from research bodies working in New Caledonia.

Southern Province now wishes to be involved in a coordinated, operational programme to set up resources to protect against invasive species and control those already established.

For this purpose Southern Province, along with New Caledonia's other public authorities, wishes to have at its disposal an account of current knowledge on this subject through this expert group review.

Southern Province is already involved in the field. It has financed rat eradication programmes to protect seabirds on small islands and since 2005 has been conducting a campaign against miconia (through contractors). Numerous studies have been commissioned to measure the impact on the natural environment of invasive species such as the rusa deer, and communication materials are produced to raise public awareness of the dangers of particular species _ invasive ants, aquarium fish, terrapins etc.

Rural economic development and employment is a priority in Southern Province. The investment code for this sector was completely rewritten in 2005 as a single, simplified bill that was passed unanimously by the province Assembly. It is based (a) on zoning to encourage young farmers to set up in inland communes, (b) on irrigation schemes and lands held under customary law, and (c) on additional premiums according to the type of project initiator (young people, cooperatives) or the status of the product chain (priority, open, saturated). Alongside this new investment code, the rural development department has been reorganised around three main missions: technical support and management advice to farmers, research and surveys to ensure local development, and management of subsidies. These goals are governed by the concern for eco-friendly, health-friendly development; integrated organic crop production and the application of health and environmental standards are part of the technical protocols the province supports financially.

Northern Province

Although it is further from the potential pathways of contamination by invasive species, Northern Province is concerned about invasive plants and animals. Northern Province is thinly populated, which means that the countryside is less closely observed and invasive species can relatively easily get established in out-of-the-way corners.

Northern Province is also a largely rural province and much of the population lives to some extent from farming, hunting and gathering wild foods, either commercially or for self-consumption. So monopolisation of land by an invasive species, or direct or indirect damage that makes land unfit to farm, would therefore have a direct and immediate impact on the quality of life of the province's inhabitants.

Issues on which Northern Province is planning or has already begun operations are the impact of rodents – especially on birds, reptiles and amphibians – and attempts to control deliberately introduced mammals (feral animals, deer and pigs).

Biological invasions are no respecters of man's administrative boundaries, but as man increasingly becomes the main vector of dissemination, the question of invasive species is becoming a central question for protecting our natural heritage and quality of life.

Loyalty Islands Province

In 2001 the Executive of Loyalty Islands Province validated the master plan recommending a shift towards eco-friendly farming, in order to preserve the quality of the freshwater lens.

This orientation is guided by human, social and ecological concerns. Since then, Loyalty Islands Province has sought to ensure that all development tools – training, research and farmer installation aids – are guided by this policy. The whole population of the Loyalty Islands, and particularly the people on Lifou and Maré, are aware of how fragile the quality of the freshwater lens is, because they drink it. Large budgets are earmarked for practical implementation of eco-friendly actions. Not only are the Loyalty Islands an archipelago within an archipelago so doubly isolated, this choice of eco-friendly, sustainable development makes them all the more vulnerable to any accidental introduction of invasive species. The problem of the introduction of invasive species must take account not only of the fragility of the ecosystems but also of the Loyalty Islands' choice of direction for the development and organisation of its farming systems.

Government of New Caledonia
New Caledonia has a particularly healthy environment, farm produce that brings considerable income into rural areas, and an abundance of biodiversity and endemism that are recognised the world over. Faced with the threat of invasive species and the damage they could cause, the government supports the initiative of the provinces in commissioning an expert group review on invasive species in New Caledonia. The deliverables produced should enable the authorities, each in their sphere of competence, to organise and structure themselves so that they can conduct rational, concerted operations to prevent the introduction of invasive species and if necessary to control their spread once established. Under the powers conferred on New Caledonia under the Nouméa agreement, the government has already committed to adapting its biosecurity regulations to changes in trade flows. This reinforcement of border measures is intended to protect the islands' present health status and protect New Caledonia's natural and economic advantages by preventing the introduction of invasive species. The provinces, which are the authorities responsible for development and the environment and are organised for carrying out local level missions, have a major role to play in establishing and operating a system of concerted action.

The panel of experts

Alain Coleno
Bureau des ressources génétiques
16 rue Claude-Bernard - 75231 Paris cedex 05
alain.coleno@wanadoo.fr

Marc Delos
Direction régionale de l'agriculture et de la forêt
Services régionaux de la protection des végétaux
Boulevard A. Duportal – Cité Administrative Bâtiment A
31074 Toulouse cedex
Marc.delos@agriculture.gouv.fr

Estelle Gozlan
Inra/INA-PG - Économie publique
BP 01 - 78850 Grignon
Esgozlan@grignon.inra.fr

Hervé Jourdan
IRD – UMR 022 CBGP (Centre de biologie et gestion des populations)
Laboratoire zoologie appliquée
BP A5 - 98848 Nouméa cedex - Nouvelle-Calédonie
Herve.jourdan@noumea.ird.nc

Jean-Claude Lefeuvre
Muséum national d'histoire naturelle
ERT Biodiversité fonctionnelle et gestion des territoires
Campus de Beaulieu - Avenue du Général Leclerc - CS 74205
35042 Rennes cedex
Jeanclaudelefeuvre@wanadoo.fr

Lloyd Loope
US Geological Survey - Pacific Island Ecosystems Research Center
Haleakala Field Station
P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA
Lloyd-loope@usgs.gov

Jean-Yves Meyer
Délégation à la recherche de la Polynésie française
BP 20981 Papeete
Tahiti - Polynésie française
Jean-yves.meyer@recherche.gov.fr

Michel Pascal
Inra – Équipe « Gestion des populations invasives »
Station Scribe
Centre Inra de Rennes - Campus Beaulieu
35 042 Rennes cedex
Michel.pascal@rennes.inra.fr

Andy Sheppard
Csiro Entomology
GPO Box 1700
Canberra, ACT 2601 - Australia
Andy.sheppard@csiro.au

Alban Thomas
Inra/Lerna
Université des sciences sociales
21, allée de Brienne - 31000 Toulouse
Thomas@toulouse.inra.fr

Dominique Chouchan
Journalist
67, rue Maurice Gunsbourg - 94200 Evry-sur-Seine
Chouchan@club-internet.fr

The monitoring committee

Remy Amice
Direction des affaires vétérinaire, alimentaires et rurales (Davar)
– Service d'inspection vétérinaire, alimentaire et phytosanitaire (Sivap)
Remy.amice@gouv.nc

Nicolas Barré
Institut agronomique néo-calédonien
Barre@iac.nc

Lionnel Brinon
Province Sud – Développement rural
Lionel.brinon@province-sud.nc

Jean-Jérôme Cassan
Province Nord – Service environnement
dde-environnement@province-nord.nc

Sylvia Cornu-Mercky
Province des Iles – Direction des affaires économiques
Mercky@loyalty.nc

Victor David
Congrès de la Nouvelle-Calédonie
Vdavid@congres.nc

Anne-Claire Goarant
Province Sud – Direction des ressources végétales
Anne-claire.gorarant@province-sud.nc

Hervé Jourdan
IRD – UMR 022 CBGP (Centre de biologie et gestion des populations)
Laboratoire zoologie appliquée
BP A5 - 98848 Nouméa cedex – Nouvelle-Calédonie
Jourdan@noumea.ird.nc

François Mademba-Sy
Province Sud – Développement rural
Francois.mademba-sy@province-sud.nc

Joseph Manauté
Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie
Joseph.manauté@gouv.nc

Thierry Mennesson
Institut agronomique néo-calédonien
Tmennesson@iac.nc

Isabelle Ohlen
Province Sud
Isabelle.ohlen@province-sud.nc

59, Av. Émile Didier
05003 Gap Cedex
Tél. 04 92 53 17 00
Dépôt légal : 653
Octobre 2006
Imprimé en France

Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien

Un risque environnemental et économique majeur

Coordination scientifique
Marie-Laure Beauvais, Alain Coléno, Hervé Jourdan
Rapporteure
Dominique Chouchan

Seconde partie

Chapitres analytiques

Cette expertise collégiale a été réalisée à la demande des collectivités territoriales de Nouvelle-Calédonie (la province Sud, la province Nord et la province des îles Loyauté) – Institut agronomique néo-calédonien (IAC), mandataire.

IRD Éditions
Institut de recherche pour le développement

collection Expertise collégiale
Paris, 2006

©IRD, 2006
ISSN 1633-9924
ISBN 2-7099-1613-4

SOMMAIRE

SECONDE PARTIE

Question 1 – Les îles de Nouvelle-Calédonie sont-elles toutes affectées de façon comparable par les invasions biologiques ?

- Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale
  JEAN-CLAUDE LEFEUVRE
- Les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : première évaluation et recommandations de gestion
  JEAN-YVES MEYER, LLOYD L. LOOPE, ANDREW SHEPPARD, JÉRÔME MUNZINGER, TANGUY JAFFRÉ
- Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés : invasions, disparitions
  MICHEL PASCAL, NICOLAS BARRE, MICHEL DE GARINE-WICHATITSKY, OLIVIER LORVELEC, THIERRY FRETEY, FABRICE BRESCIA, HERVE JOURDAN
- Les invertébrés introduits dans l'archipel néo-calédonien : espèces envahissantes et potentiellement envahissantes. Première évaluation et recommandations pour leur gestion
  HERVE JOURDAN, CHRISTIAN MILLE

Question 2 – Quelles sont les espèces potentiellement envahissantes (végétales ou animales) faisant courir un risque environnemental majeur pour l'archipel néo-calédonien ?

- Les invertébrés menaçants pour l'archipel néo-calédonien : recommandations pour leur prévention
  HERVE JOURDAN
- Quelques espèces animales envahissantes aux frontières de la Nouvelle-Calédonie et présentant un risque environnemental majeur
  LLOYD LOOPE, MICHEL PASCAL

Question 3 – Pour les espèces décrites comme menaçantes, quelles caractéristiques locales (de l'environnement, du système de surveillance) doit-on identifier comme essentielles pour évaluer la probabilité d'invasion dans le contexte néo-calédonien ?

- Probabilité d'invasion biologique et environnement local
  ALBAN THOMAS, ANDY SHEPPARD, ESTELLE GOZLAN

Question 4 – Comment évaluer les conséquences probables sur l'environnement d'une introduction non maîtrisée, à partir de cas d'invasions connus et documentés dans le Pacifique ?

- Les conséquences d'une politique de non gestion des espèces envahissantes
  HERVE JOURDAN, LLOYD LOOPE

Question 5 – Analyse des méthodes usuelles de valorisation des biens environnementaux comme biens publics (services non-marchands)

- Impacts de l'introduction d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie : aspects méthodologiques pour l'évaluation économique et pistes de réflexion pour un partage efficace des coûts
  ALBAN THOMAS, ESTELLE GOZLAN, LLOYD LOOPE

Question 6 – Sur quelles bases, et de quelles manières, conduire une analyse coût/bénéfices intégrant différents scénarios d'introduction et permettant d'appuyer une politique de contrôle raisonnée ?

☞ Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvénients et difficultés de l'analyse coûts/bénéfices, méthodes alternatives de critères de décision

ALBAN THOMAS, ESTELLE GOZLAN

☞ **Question 7 – Quels sont les éléments d'un système de détection et de surveillance après l'introduction ? Peut-on en évaluer l'efficacité ?**

ANDY SHEPPARD, LLOYD LOOPE

Question 8 – Dans la situation où elles expriment actuellement ce potentiel, quelles sont les mesures d'éradication ou de gestion qui ont déjà été prises (ou expérimentées). Peut-on en évaluer l'efficacité ?

☞ L'éradication : une mesure de gestion des populations allochtones

LLOYD LOOPE, ANDY SHEPPARD, MICHEL PASCAL, HERVÉ JOURDAN

☞ **Question 9 – Peut-on établir un tableau des risques encourus par la Nouvelle-Calédonie ?**

ALAIN COLENO

☞ **Question 10 – Analyser la pertinence de quelques systèmes de biosécurité des espèces envahissantes mis en place par quelques pays de la zone du Pacifique. Quelles en sont les caractéristiques techniques, juridiques, organisationnelles ?**

ANDY SHEPPARD, LLOYD LOOPE, MARC DELOS, JEAN-YVES MEYER

Question 11 – Analyser de la même manière le système néo-calédonien

☞ Analyse des dispositifs de biosécurité du Pacifique Sud – Cas particulier du dispositif néo-calédonien ; aptitudes à appréhender les espèces envahissantes

MARC DELOS, ANDY SHEPPARD

Question 12 – Faire toutes les suggestions portant sur la pertinence, la cohérence, la structure et le fonctionnement de ce système

☞ Suggestions

ALAIN COLENO

☞ **Questions 13-16 – Communication sur le risque**

ESTELLE GOZLAN, ALBAN THOMAS , JEAN-YVES MEYER

Signalement bibliographique recommandé pour ces chapitres :

A. COLENO, 2006 - « Peut-on établir un tableau des risques encourus par la Nouvelle-Calédonie ? », cédérom : 413-418, *in* M.-L. Beauvais *et al.* : *Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien*, Paris, IRD Éditions, 260 p.+ cédérom.

 © IRD, 2006

QUESTION 1

Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale

Jean-Claude LEFEUVRE[1]

[1] Muséum National d'Histoire Naturelle, ERT Biodiversité fonctionnelle et gestion des territoires, Campus de Beaulieu - Avenue du Général Leclerc - CS 74205, 35042 Rennes Cedex – Courriel : Jeanclaudelefeuvre@wanadoo.fr

Résumé

Les invasions biologiques sont considérées par de nombreux organismes internationaux, dont l'UICN, comme la deuxième cause d'appauvrissement de la biodiversité au niveau international, juste après la destruction des habitats. La prise de conscience de la gravité actuelle du problème a été d'autant plus longue à obtenir que depuis le début de la période climatique interglaciaire dans laquelle nous vivons, l'homme n'a eu cesse de véhiculer hors de leurs habitats d'origine des espèces végétales et animales et ce, malgré les « dégâts » occasionnés aux écosystèmes servant de lieu d'accueil.

 © IRD, 2006

Le transfert des organismes vivants par les hommes, une réalité ancienne

Transfert et domestication de plantes utiles

Lorsque les hommes du Néolithique du Moyen-Orient ont étendu leur champ d'action à partir du « croissant fertile » en imposant leur culture et leur savoir-faire vers le Nord de l'Europe, ils ont favorisé les premiers transferts d'espèces étrangères sur notre territoire. Les conséquences de cette néolithisation ont été terribles pour les écosystèmes autochtones : une déforestation aussi rude -même si elle a mis beaucoup plus de temps- que celle que subit actuellement l'Amazonie pour permettre l'invasion volontaire et dirigée de plantes cultivées, telles que le blé, l'orge ou l'avoine, avec une transformation concomittante importante des lambeaux d'écosystèmes forestiers persistants par le pâturage (droit de glandage pour les porcs ou de pacage pour les bovins, tels qu'ils existent encore dans certaines parties de la Corse).

On s'inquiète, à juste raison, du nombre d'espèces végétales et animales qui disparaissent chaque jour en Amazonie avant même, pour beaucoup d'entre elles, d'avoir été décrites. C'est oublier que ce type de mise en valeur qui substitue à la forêt primitive des paysages agricoles fait partie de la culture européenne. Malgré la disparition de nos grands herbivores sauvages (chevaux, aurochs, bisons), pour ne citer que la partie visible de l'iceberg, malgré donc la mise à mal de la diversité biologique autochtone, nous avons transféré cette stratégie de défrichement dans tous les continents soumis à notre convoitise, l'exemple le plus parlant de ce savoir-faire étant les États-Unis d'Amérique. Tous ces terrains conquis ont été des lieux privilégiés d'introduction d'espèces. L'histoire humaine est jalonnée de ces introductions de « bonnes espèces étrangères » destinées en principe à renforcer les ressources alimentaires d'une population mondiale en progression numérique constante. La Nouvelle-Calédonie nous fournit d'ailleurs un bel exemple de la généralité de cette liaison entre migrations humaines et introduction d'espèces : les premiers mélanésiens qui se seraient établis dans ces îles, il y a environ 35 000 ans, seraient responsables de l'introduction précoce d'espèces végétales à usage alimentaire, médicinal, voire symbolique (Bourret, 1979 ; Mac Kee, 1994) telles que les ignames, les bananes, les bambous, la canne à sucre, l'hibiscus, etc. Il est vrai que les arrivées d'espèces allochtones servant à l'alimentation, y compris des arbres producteurs de fruits tel le châtaignier véhiculé par les légions de César, ont été largement amplifiées en ce qui concerne les végétaux par la découverte au cours du temps de leur capacité à couvrir d'autres besoins. C'est ainsi que des plantes d'intérêt médicinal ont été introduites en Europe par des moines, tels les Bénédictins, pendant une période s'étendant de 1 000 à 1 500 ans après J.-C. Mais la découverte d'autres propriétés, telles que la production de fibres (chanvre, lin, coton, …), de gommes (acacia …), de latex (hévéa), sans compter le bois d'œuvre, la pâte à papier, l'énergie, etc., confortera l'idée que l'introduction d'espèces constitue un plus pour la nation qui les reçoit. Très vite, on oubliera d'ailleurs que ces plantes sont étrangères. Des pommes de terre péruviennes au blé noir de Mandchourie, du maïs et des haricots de Mésoamérique aux pommiers du Caucase ou au lin du Proche-Orient, quel agriculteur européen actuel penserait qu'elles viennent d'ailleurs ? Quel éleveur français

de dindes, de poules ou de pintades s'imagine encore que les premières viennent de Mésoamérique et du sud de l'Amérique du Nord, les secondes d'Indonésie et les troisièmes d'Afrique tropicale ? Dès lors que de telles implantations d'espèces « utiles » sont réussies, ces espèces sont considérées comme autochtones. Qui oserait dire actuellement que la pomme de terre -malgré les difficultés de Parmentier pour la faire admettre- ou le maïs signalé pour la première fois à Bayonne vers 1565-1570 sont des plantes étrangères ? Notre comportement va plus loin dans l'acceptation de ces « étrangères » dès lors qu'elles jouent un rôle primordial dans l'économie et la résolution de problèmes d'autosuffisance alimentaire (les affres de la famine constituant toujours un vrai cauchemar pour les humains). Malgré les milliers d'hectares de maïs se substituant année après année aux autres plantes cultivées depuis le Moyen-Âge, qui oserait classer cette espèce dans la catégorie des espèces envahissantes ? Qui envisagerait d'ailleurs de souligner que, comme beaucoup d'espèces introduites par la volonté des hommes, ces plantes se substituent parfois à des forêts –(d'arbres introduits, il est vrai) elles-mêmes installées en lieu et place de landes et marais (pour exemple, la forêt d'Aquitaine) ? Qui se permettrait de mettre en avant le fait que, comme un certain nombre d'espèces envahissantes, ces plantes sont à l'origine de dégâts environnementaux rarement évoqués : derrière la destructuration des paysages construits au fil du temps, parfois sur des centaines d'années mais inadaptés à ce genre de cultures, se cache l'élimination ou la réduction de populations végétales ou animales caractéristiques des systèmes de polyculture-polyélevage. Se cachent également des atteintes aux systèmes aquatiques à cause des problèmes de ressources en eau que posent ces cultures tant sur le plan quantitatif (drainage, irrigation) que qualitatif (excès d'azote et de phosphore provenant des engrais minéraux et pesticides transférés des bassins versants vers les rivières).

Pour être juste, il faut considérer que la plupart des plantes « alimentaires » domestiques, « améliorées », peu nombreuses au demeurant (31 plantes référencées par la FAO comme importantes dont 3, le blé, le riz, le maïs, fournissent 41 % de l'alimentation végétale de la population humaine mondiale), sont des plantes qui restent sous contrôle : dès lors qu'on ne les cultive plus, elles peuvent disparaître.

Il s'agit d'ailleurs « d'invasions » à caractère tellement temporaire qu'il a fallu songer à conserver les variétés locales (ou cultivars primitifs) menacées par les nouvelles lignées de sélection. Elles représentent en effet le réservoir à long terme de la diversité génétique. Depuis le début de la sélection raisonnée au XIXe siècle, des collections ont été constituées dans les jardins botaniques, puis dans les centres de recherche agronomique. Il faudra attendre les années 1960 pour que les chercheurs proposent la création de structures spéciales chargées de rassembler, d'entretenir, de décrire et de diffuser les collections de ressources génétiques (banques de gènes) pour les espèces domestiquées importantes.

Apologie de l'acclimatation ou plaidoyer pour l'acclimatation d'espèces étrangères

On conçoit dans un tel contexte que le besoin d'introduction destiné à renforcer le potentiel productif des nations ait toujours eu d'ardents défenseurs. Ceux-ci trouveront avec la multiplication des voyages d'exploration à partir du XVIe siècle de nouveaux motifs de satisfaction : la découverte de nouveaux continents, dont les Amériques, révèle la prodigieuse diversité des flores exotiques, en particulier celle des

flores tropicales. Les jardins d'acclimatation vont voir le jour. Parmi eux, l'un des tout premiers, les Jardins du Roy créés en 1635, n'aura d'autre but que de faciliter les introductions d'espèces exotiques. La réussite de ces introductions par des savants tels que Bernard de Jussieu (1699-1777) a suscité l'admiration. Cette tradition sera maintenue lors de la transformation des Jardins du Roy en Muséum national d'histoire naturelle en 1793. Geoffroy Saint-Hilaire (1778-1844), zoologiste, créera à cette époque non seulement la ménagerie du Jardin des Plantes mais surtout la Société Impériale d'Acclimatation (qui ne se transformera en Société Nationale de Protection de la Nature qu'après la dernière guerre mondiale).

Sous les tropiques, les Européens constitueront des réseaux de jardins d'introductions, afin de mettre en valeur les régions dont ils avaient pris le contrôle. L'exemple le plus illustre est celui du Jardin des Pamplemousses, créé par Pierre Poivre à l'île Maurice en 1767. Ce type d'initiative va largement favoriser aux XVIIIe et XIXe siècles un prodigieux brassage des flores tropicales.

Parallèlement, en Europe, on découvre les mérites des « belles étrangères ». L'engouement pour les plantes d'ornement bat son plein. Aristocrates du XVIIIe siècle puis riches bourgeois se lancent non seulement dans des collections thématiques mais aussi dans l'obtention de variétés horticoles. Il faut dire que cette mode des plantes ornementales est encouragée au plus haut sommet de l'État : l'impératrice Joséphine, passionnée de botanique, fait venir du monde entier des espèces destinées aux jardins d'agrément. C'est un peu plus tard, en 1855, que la notion de plantes envahissantes est évoquée par De Candolles mais surtout sous l'angle d'une extension d'aire pouvant aboutir au cosmopolitisme d'une espèce.

Comment s'étonner dès lors que cette envie « d'enrichir » le patrimoine naturel de notre pays trouve encore de larges échos dans l'opinion publique, relayés il est vrai par de talentueux paysagistes comme Gilles Clément, inventeur du « jardin en mouvement » ? Dans « Éloge des vagabondes ; herbes, arbres et fleurs à la conquête du monde », il prône la plus grande liberté, fustige les énergies qui se mobilisent contre « l'intolérable processus de l'évolution », s'oppose à une attitude conservatrice et considère « *la multiplicité des rencontres et la diversité des êtres comme autant de richesses ajoutées au territoire ». « J'observe la vie dans sa dynamique. Avec son taux ordinaire d'amoralité. Je ne juge pas mais prends parti en faveur des énergies susceptibles d'inventer des situations nouvelles. Au détriment du nombre. Diversité de configuration contre diversité des êtres. L'un n'interdit pas l'autre ».*

Il est vrai également que même des scientifiques comme Chauvet et Olivier, préoccupés par l'érosion de la biodiversité et par les moyens de remédier tant à la disparition des espèces sauvages qu'aux espèces domestiques, ne considèrent pas dans un ouvrage publié en 1993 à l'issue du sommet de la Terre à Rio de Janeiro (1992) (où sera signée la convention sur la biodiversité), « l'impact des espèces introduites » comme un réel problème. Ils partent du principe évoqué ci-dessus que « *lors de ses migrations, l'homme a toujours transporté avec lui, volontairement ou non, animaux et plantes qu'il a introduits dans les espaces qu'il colonisait* ». Ils considèrent que « *si elles ont été accentuées par les déplacements et facilitées par les moyens de transport modernes, les migrations d'espèces n'ont pas cessé depuis l'origine de la vie sur terre* ». Ils en concluent que « *ce n'est donc pas un phénomène récent, et il serait vain de chercher à s'en prémunir de façon absolue* ». Ce point de vue était partagé en 1995

par l'Académie des Sciences qui, dans le rapport n° 33 sur « Biodiversité et Environnement » précisait que « *la science biologique a mis en évidence deux phénomènes : les espèces apparaissent et s'éteignent au cours de l'évolution et ce renouvellement s'effectue au rythme de millions d'années. À une échelle de temps plus proche de la durée de la vie humaine, une espèce nouvellement introduite dans un écosystème peut en quelques générations éliminer une de celles qui y résidaient et assurer globalement les mêmes fonctions… Le monde biologique est l'objet d'une perpétuelle transformation. Figer la biosphère dans son état actuel ou retourner aux situations passées ne sont que des utopies* ».

Un « vagabondage » mondial, et variable dans le temps, d'espèces d'origine diverse

Cette relative indifférence cache en réalité le manque de connaissances qui a prévalu longtemps dans les milieux scientifiques à propos de ce très vieux problème d'espèces envahissantes, qui dévoile ses inconvénients au fur et à mesure des changements qui affectent actuellement notre planète. On a déjà peine à croire au nombre d'espèces sauvages que l'homme a véhiculé depuis le début de la préhistoire, volontairement ou non, au cours de ses multiples migrations et voyages de découvertes. Certes, la littérature regorge de faits concernant souvent une ou quelques espèces, des faits souvent anecdotiques, rarement quantifiés et sans analyse d'impact : on sait, par exemple, que l'armée napoléonienne en transportant son fourrage et ses céréales est responsable involontaire de la propagation de nombreuses espèces messicoles. On peut aussi retrouver les dates des introductions pour de nombreuses plantes : on sait, par exemple, que l'ailanthe (*Ailanthus altissima*) a été envoyée en 1751 par le père d'Incarville sous forme de graines à Bernard de Jussieu, ou que la grande berce (*Heracleum mantegazzianum*) sera rapportée également sous forme de graines du Mont Elbrouz en Abkhazie par deux botanistes, E. Levier et S. Sommier. Semée et multipliée par l'horticulteur genevois H. Correvon sur les bords de la rivière Kliutch à 1 800 mètres d'altitude, elle se répand rapidement en Europe à partir du canton de Vaud.

Le cas de l'ailanthe est intéressant car cette plante, considérée comme ornementale, va très vite être utilisée en arbres d'alignement à cause de sa croissance très rapide. Cette « vagabonde » qui produit de nombreuses graines et surtout drageonne, devient très vite, en moins d'un siècle, un élément du paysage arboré européen (Clément, 2002) et ce, malgré certains désagréments tels que l'odeur désagréable de son feuillage lorsqu'il est froissé, un bois cassant sans valeur, un pouvoir allergisant de sa sève et un nectar qui communique une odeur d'urine de chat au miel. Le succès grandissant de cet arbre à la fin du XIXe siècle tient au fait de son changement de statut : de plante ornementale elle devient plante utilitaire. Elle est en effet la plante hôte des chenilles du papillon *Samia (Attacus) cynthia*. Les cocons de celui-ci étaient renommés en Chine pour la production d'une fibre textile, l'ailantine. Lors de la catastrophe de la maladie des vers à soie, la pébrine, qui ruine l'industrie de la soie cévenole, on plante abondamment l'ailanthe dans les Cévennes en espérant trouver un substitut à la soie du bombyx du mûrier. Hélas, la soie du samia ne connaît pas le succès escompté. Il ne reste dans le paysage cévenol, comme trace de la richesse passée due aux magnaneries, que quelques mûriers et des boisements d'ailanthes le long des routes, concurrençant une autre étrangère, le pseudo-acacia ou robinier d'Amérique, dont la vitesse de propagation est comparable à celle des ailanthes.

On ne peut malheureusement pas être aussi précis sur les 440 (Vitousek et *al*., 1996) ou 479 (Weber, 1979) espèces vasculaires naturalisées en France dont 300 exotiques, « *s'établissant de manière permanente dans de nombreuses stations, éliminant toute forme de concurrence* », seraient considérées comme envahissantes (Allain, 2000). Ces chiffres eux-même ont besoin d'être revus si l'on considère des travaux comme ceux de Planty-Tabacchi (1993) qui ne recense pas moins de 420 espèces végétales étrangères sur environ 1400 espèces que comporte la flore des zones rivulaires de la Garonne et de l'Adour ainsi que de leurs affluents. Planty-Tabacchi (1993) précise que près de 19 % de ces plantes ont été introduites avant 1500 contre 73 % après (pour 8 %, la date d'introduction reste indéterminée). Dans cette étude, 2 périodes se distinguent avant 1500 : l'Antiquité, avec 8,6 % d'espèces introduites, et le bas Moyen-Âge (1 000 à 1 500 ans après J.-C.), avec 7,8 %. Du XVIe siècle à nos jours, les introductions ont été plus nombreuses. Près de 40 % ont été introduites entre 1750 et 1900. Fait notable, en contradiction avec l'idée d'une augmentation sans précédent du nombre des espèces introduites au cours du XXe siècle sur ces rivières, seulement 6,9 % ont été introduites après 1900. Parmi les éléments à prendre en compte, il faut souligner la relation entre les époques majeures d'introduction et les aires d'origine :

- pour les espèces originaires d'Europe et de la région méditerranéenne, l'Antiquité et le bas Moyen-Âge ;
- pour les plantes d'origine eurasiatique et moyen-orientale, l'Antiquité et la période 1750-1800 ;
- pour les introductions en provenance d'Afrique, la fin du XVIIIe et le début du XIXe siècles ;
- pour celles provenant d'Australie, exclusivement le début du XIXe siècle ;
- pour les espèces asiatiques, le bas Moyen-Âge et le XIXe siècle ;
- pour les espèces d'Amérique du Nord, le XVIIe mais surtout la période 1750-1900 ;
- pour les espèces originaires d'Amérique centrale et du Sud, le XVIe siècle mais aussi surtout la période 1750-1900.

Des espèces introduites « nuisibles »

En réalité, on ne peut pas dire que les scientifiques avaient négligé de s'intéresser aux espèces envahissantes. En effet, avec le développement de l'agriculture, très vite est apparue la notion de plantes nuisibles, de mauvaises herbes, ou les « weeds » et les « pests » des auteurs anglais. Ces espèces concurrençant les espèces cultivées dès que la vigilance de l'homme est prise en défaut, il a fallu s'organiser pour lutter contre les plantes adventices qui ne sont pas toutes des plantes étrangères mais qui sont potentiellement exportables car faisant partie du cortège des plantes cultivées (voir plus haut les plantes messicoles exportées par les armées napoléoniennes). De plus, de nombreux mollusques et insectes venus d'ailleurs ont causé des dégâts importants et il a fallu développer une véritable guerre contre les « ravageurs des cultures ». De multiples ouvrages ont vu le jour concernant la protection des cultures contre des plantes adventices introduites ou, surtout, des insectes. Il est vrai que le problème du phylloxera est encore présent dans tous les esprits. C'était la première fois que l'introduction en Europe d'un insecte venu d'un autre pays (les USA), et surtout d'un autre continent,

frappait aussi durement tout un pan de l'économie agricole, ruinant notamment le vignoble français. Comme le fait remarquer Simberloff (1986), les insectes introduits n'attirent l'attention du public que lorsqu'ils deviennent des ravageurs. Ils n'intéressent les États que lorsqu'ils entraînent des surcoûts importants. Ainsi Pimentel (1993) estimait que les insectes allochtones étaient responsables chaque année de 13 milliards de dollars de dégâts aux cultures, sans compter la somme de 1,2 milliard de dollars consacrée aux pesticides pour lutter contre eux. Ils peuvent même jouer un rôle « politique », y compris au niveau politique international : Simberloff rapporte que le ministre de l'Agriculture du 3ème Reich, avant la dernière guerre mondiale, accusa les Anglais d'avoir dispersé des larves de doryphores par voie aérienne sur les zones les plus importantes de cultures de pommes de terre d'Allemagne. Au moment de la guerre froide, l'Angleterre est à nouveau accusée d'avoir utilisé ce procédé contre l'Europe de l'Est, la presse russe nommant les doryphores « les ambassadeurs à 6 pattes de Wall Street ».

Malgré ces anecdotes qui ont mis quelques espèces envahissantes d'insectes sous les feux de l'actualité à différentes époques, il faut relativiser la connaissance que nous pouvons avoir de ce groupe. Arnett estimait, en 1983, le nombre d'espèces d'insectes à 1 111 225 à un moment où, sur la base des travaux d'Erwin (1982) sur la richesse en coléoptères « et autres espèces d'arthropodes » de la forêt tropicale, on envisageait que les insectes pouvaient compter entre 2 500 000 et 30 000 000 d'espèces. Pour Simberloff (1986), l'ampleur de cette incertitude explique l'indigence des informations sur les espèces introduites. Seules les espèces devenues envahissantes et provoquant des dégâts font l'objet de recherches approfondies. Pourtant, lorsque la documentation existe, elle est pleine d'enseignement. C'est ainsi que Sailer (1983) a pu montrer la provenance des insectes introduits dans 48 États contigus des USA : environ 66 % proviennent de la région Paléarctique ouest -ce qui montre le rôle des « colonisateurs humains » dans les introductions d'espèces- alors que seulement 14 % proviennent de Mésoamérique et d'Amérique du Sud, sources pourtant d'une diversité biologique très importante. Il est évident que de telles informations sont pourtant nécessaires à ceux qui ont choisi de lutter contre les ravageurs de culture en utilisant soit leurs prédateurs, soit leurs parasites habituels dans leur pays d'origine. C'est en effet l'un des mérites de l'agronomie d'avoir su développer la lutte biologique, ouvrant ainsi la voie à tout un pan de recherches sur les modalités de contrôle des espèces envahissantes lorsqu'elles sont fortement implantées, en prenant toutefois les précautions nécessaires pour que l'organisme « introduit » (pour lutter contre une espèce envahissante) ne se trompe pas de cible et ne provoque pas d'autres dégâts collatéraux, comme cela a été observé récemment en Belgique lors de l'introduction d'une coccinelle.

Cette coccinelle d'origine asiatique, *Harmonia axyridis*, a été volontairement importée en Belgique dans les environs de Grund en 2001. À la fin de 2004, elle semble avoir colonisé toute la Belgique, sauf le Sud. Entrant en compétition avec les espèces indigènes pour la nourriture et l'espace, elle est capable de se nourrir de leurs larves. Elle peut de plus provoquer des nuisances en s'agrégeant par milliers dans les maisons pour passer l'hiver. Enfin, elle a l'habitude de se nourrir de fruits abîmés en fin de saison : aux USA, les coccinelles récoltées avec le raisin lors des vendanges produisent des substances toxiques qui modifient le goût du vin (San Martin et *al.*, 2005).

C'est également grâce aux recherches effectuées dans le secteur agronomique qu'est née l'idée d'une stratégie de lutte contre les invasions biologiques, avec en particulier, la proposition en 1952 de la Convention internationale sur la protection des végétaux (*the International Plant Protection Convention*, IPPC). Signée par 111 pays, cette convention a pour objectif « *de proposer des actions sûres et effectives pour prévenir la diffusion et l'introduction de pestes nuisibles aux plantes et aux produits végétaux, et de promouvoir les mesures appropriées pour leur contrôle* ». La convention définit le terme de « peste » de la façon suivante : « *toute espèce, lignée ou biotype de plantes, d'animaux ou d'agents pathogènes dommageables aux plantes et aux produits végétaux* ».

Un autre regard sur les espèces introduites

Le renversement de tendance

Hormis donc le secteur agronomique et les avancées obtenues dans la protection des végétaux utilitaires d'intérêt économique, il existait il y a encore moins de vingt ans (et même dix si l'on se réfère à l'Académie des Sciences en France) une forte proportion de scientifiques qui paraissaient relativement indifférents au problème des espèces envahissantes. Le Conseil de l'Europe lui-même reconnaissait que « *la nécessité de prévenir l'introduction d'espèces ou de races exotiques d'animaux et de plantes continue dans de nombreux pays à se heurter à l'indifférence des pouvoirs publics et de la population* (de Klemm, 1996) ». Comment et pourquoi a-t-on pu assister à un revirement tel que, partout dans le monde, de plus en plus de chercheurs se penchent sur l'impact des organismes introduits ? Pourquoi de grandes organisations internationales comme l'UICN en arrivent-elles à poser la question :

"Why the problem of invasive alien species requires an urgent response ?"

Les réponses à une telle question sont nombreuses, elles relèvent aussi bien d'une attitude éthique que d'analyses scientifiques ou économiques mais concernent, qu'on le veuille ou non, l'avenir d'une planète et d'un patrimoine naturel que nous lèguerons aux générations futures.

Tout le monde s'accorde pour reconnaître que l'augmentation des moyens de transport et la rapidité des communications entre pays et continents, en favorisant largement « la libre » circulation des hommes et des biens, a conduit à augmenter au cours du XXe siècle la capacité de diffusion des espèces, leur introduction volontaire ou non dans une multitude de pays qui, au cours des siècles précédents, n'avaient que peu ou pas d'échanges avec le reste du monde. L'économie de marché, en développant un marché mondial et global, n'a fait que renforcer les échanges de produits d'origine végétale ou animale : si les barrières douanières résistent encore entre les grands blocs qui veulent s'assurer la suprématie des marchés, beaucoup de barrières biogéographiques se sont abolies sans parfois qu'on y prenne garde ou qu'on s'en aperçoive.

Par exemple, il aura fallu plusieurs décennies et une augmentation sans précédent des problèmes de santé, entraînant des interdictions de commercialisation de certains produits de la mer tels les mollusques, pour s'apercevoir de la diffusion mondiale de nombreuses micro-algues toxiques. Cette propagation était liée, en partie, au remplacement des ballasts de pierre et de gravier des navires en bois par des compartiments remplis de liquide des navires en acier, ce qui permettait des transferts d'un continent à l'autre et des introductions d'espèces indésirables lors des déballastages. Il est vrai que, dans le même temps, les échanges de mollusques entre les continents ne faisaient que renforcer ce processus d'espèces envahissantes. Il suffit, en effet, de se référer à la maladie de l'huître plate (*Ostrea*) en France et son remplacement par des huîtres « portugaises », puis « japonaises », pour comprendre que l'on a multiplié les occasions d'introductions au cours de ce siècle. À tel point, en ce qui concerne les introductions d'espèces étrangères par des mollusques eux-mêmes introduits, que l'on a baptisé l'étang de Thau « le jardin d'acclimatation de la Méditerranée ».

Si d'aucun considère que la Terre est devenue un grand village, on peut penser que la mondialisation faisant fi des océans, en rapprochant artificiellement les continents, pourrait, si l'on n'y prend garde, recréer une Pangée factice, presque plus favorable à la diffusion des espèces que celle d'il y a 250 millions d'années car des moyens de transport, tels que les transports aériens et terrestres, « éliminent » les barrières physiques que peuvent constituées les chaînes de montagnes.

Il est difficile d'envisager que les mêmes personnes soient capables de vitupérer contre une banalisation de la planète vue à travers le regard qu'elles portent sur l'architecture des grandes métropoles « envahies par les gratte-ciel au point qu'il est difficile de différencier certains quartiers de Sydney de ceux de Sao Paulo ou de New York » et, dans le même temps, s'extasier devant les milliers d'hectares de zones humides du Canada et des États-unis envahis par la salicaire de nos fossés européens, mettant à mal la diversité biologique américaine.

Alors doit-on continuer à faire l'éloge de ces étrangères souvent belles ? La banalisation de la planète, l'homogénéisation des différents milieux est-elle acceptable ? Doit-on admettre la disparition d'espèces qui ont réussi depuis quelques millénaires à se maintenir, malgré l'évolution de leurs habitats sous l'emprise des activités humaines, et qui risquent de ne pas résister à la concurrence de leurs consoeurs imposées par les hommes ? Découvrir des chardonnerets ou des pinsons des arbres à Perth en Australie, en lieu et place des perruches, ou découvrir des vols d'étourneaux européens ou des moineaux « parisiens » aux États-Unis, fait-il partie de ce que nous souhaitons ? Doit-on laisser certains « jardiniers du dimanche » faire la promotion dans des émissions de radio hebdomadaires de nouvelles espèces exotiques introduites en France sans grand contrôle et dans le même temps dépenser des centaines de milliers d'euros pour l'éradication des jussies (*Ludwigia peploïdes* et *L. grandiflora*) en vente libre dans toutes les jardineries ? Doit-on maintenir en réserve naturelle nationale les Marais d'Orx envahis par ces dernières espèces ou proposer les Marais du Viguierat en Camargue comme espace protégé quand on voit des ragondins d'Amérique du Sud « naviguer » dans des chenaux envahis de jussies, provenant du Pérou et de l'Uruguay, drainant d'anciennes rizières transformées en prairies broutées par des chevaux camarguais qui y consomment une espèce de *Paspalum*, graminée tropicale ?

Cette banalisation de la planète Terre, cette homogénéisation possible, sont accélérées par une évolution des comportements humains qui favorisent la multiplication des échanges entre les pays et les continents. Parmi eux, on peut citer l'abolition de la saisonnalité des ventes de fruits et légumes : vouloir consommer des fraises, des cerises, des melons ou des haricots verts à Noël implique à la fois des introductions d'espèces domestiques dans des pays situés sous des latitudes différentes et, en retour, des transferts de produits végétaux intercontinentaux entre nouveaux lieux de production et consommation, pouvant favoriser l'introduction de parasites et « ravageurs » de culture. Parallèlement, et porteur de davantage de risques, l'engouement constant pour les belles étrangères s'est traduit par des échanges de plantes sauvages ou ornementales domestiquées, sous forme de graines, de propagules ou de plantes entières entre continents. En terme de diversité, on conçoit que le nombre d'espèces concernées soit sans commune mesure avec les espèces dites utilitaires. Si la nielle des blés (*Agrostemma githago*), supposée originaire d'Anatolie, n'a cessé d'accompagner les céréales partout où on les cultive, c'est-à-dire à peu près dans le monde entier (Clément, 2002), si le doryphore aux larves folivores a accompagné la pomme de terre lors de son transfert d'Amérique en Europe, si le phylloxera des racines de vignes américaines a franchi l'Atlantique avec sa plante hôte, on comprend l'importance des risques que font courir les transferts souvent peu, ou pas, contrôlés de plantes ornementales entières. Elles peuvent, en effet, être des vecteurs d'introductions « réussies » de champignons, de parasites, de virus, de bactéries pathogènes, d'arthropodes épi- ou hypogés dont certains sont susceptibles de s'adapter aux plantes indigènes (voisines ou non) du pays récepteur.

De la définition des espèces envahissantes aux conséquences de leur extension

Heureusement, toute espèce importée, volontairement ou non dans un pays, ne se transforme pas toujours en espèce introduite réellement, c'est-à-dire présente de manière au moins fugace à l'état sauvage. Quant aux espèces introduites, elles peuvent rester cantonnées là où elles ont été implantées. Elles ne sont considérées comme espèces naturalisées que lorsqu'elles s'étendent naturellement hors du point d'implantation. Parmi les espèces naturalisées, sont considérées comme espèces envahissantes, celles qui par leur prolifération dans des milieux naturels ou modifiés y produisent des changements significatifs de composition, de structure et/ou de fonctionnement des écosystèmes (Cronk et Fuller, 1995).

Williamson et Fitter (1996), se basant sur de nombreux exemples, montrent qu'en général, sur 1000 espèces importées, 100 peuvent être considérées comme introduites, 10 sont réellement naturalisées et une seule deviendra envahissante (règle des 3 x 10). L'exemple de la Grande-Bretagne qu'il donne montre que, malgré cette réduction drastique entre espèces importées et espèces réellement envahissantes, on ne peut négliger un tel phénomène : 12 000 importées deviennent 1 600 introduites qui donneront 200 naturalisées dont 39 seront envahissantes. Le succès des invasions dépend, entre autre, des traits d'histoire de vie caractérisant les envahisseurs. Parmi eux, Baker (1974) inclut pour les plantes leur capacité à se reproduire par voie sexuée et asexuée, une croissance rapide, avec un temps court entre germination et maturité sexuelle et, enfin, une capacité d'adaptation remarquable à des environnements contraignants (par la plasticité phénotypique permettant de répondre au stress) ou

hétérogènes. Malheureusement, peu de données empiriques existent pour soutenir ou réfuter la liste des caractéristiques qui font d'une espèce une envahissante performante (Thebaud et *al*., 1996). Si, à la suite des travaux d'Elton (1958), l'idée que plus une communauté végétale est riche moins elle a de risque d'être envahie, a trop facilement été adoptée, selon Rejmanek (1989), il semble néanmoins que les milieux les plus sensibles aux invasions par des végétaux étrangers sont généralement :

1) fortement perturbés ;

2) pauvres en ressources trophiques ;

3) pauvres en réserves de propagules (Crawley, 1987).

Si les perturbations semblent unanimement admises comme favorisant les invasions par des végétaux (Hobbs et Huenneke, 1992), le débat sur la liaison entre diversité écologique du milieu récepteur et « invasibilité » n'est toujours pas clos, certains considérant que cette relation peut être soit négative, soit positive (Prieur-Richard et Lavorel, 2000). Ces ébauches d'explication sur la vulnérabilité des systèmes aux invasions biologiques conduisent néanmoins à poser la question suivante : doit-on admettre qu'après avoir créer les conditions les plus favorables à la transformation[1] d'espèces introduites en espèces envahissantes nous acceptions aussi les changements climatiques que nous avons induits, comme éléments facilitant le remplacement de la flore et de la faune locales par des espèces venues d'ailleurs ?

Le domaine couvert par les invasions biologiques est en effet global et le coût de ces invasions est énorme, tant au niveau environnemental qu'économique (Mc Neely et *al.*, 2001). Les espèces étrangères envahissantes se sont étendues ou ont affecté virtuellement chaque type d'écosystème du globe. Elles ont contribué à des centaines d'extinctions d'autres espèces, spécialement en condition d'insularité. Sur le plan économique, si l'on tient compte de l'ensemble des secteurs d'activités qui pâtissent de ces invasions biologiques, tels que l'agriculture (avec les ravageurs de culture ou les parasites, par exemple), la pêche et la conchyliculture (avec les micro-algues toxiques notamment, interdisant la mise sur le marché de certains produits), le tourisme (avec, par exemple, les marées vertes), la santé humaine (avec les micro-organismes pathogènes ou la libération de toxines), les transports par voies d'eau (avec la jacinthe) pour ne citer que quelques cas, on arrive à des dépenses énormes. La simple invasion des ruchers par l'acarien *Varroa* a un coût estimé pour la Nouvelle-Zélande de 267 à 602 millions de dollars US. Pour Pimentel et ses collaborateurs (2005) qui ont tenté d'agréger les coûts économiques de tous les dégâts occasionnés par les espèces étrangères et le coût de leur contrôle dans un pays donné, on arrive à des dépenses annuelles estimées à 120 milliards par an, seulement pour les USA. Ces chiffres récents permettent de comprendre comment, peu à peu, la communauté scientifique a pu être mobilisée pour tenter de répondre aux multiples questions posées par l'accroissement du nombre d'espèces envahissantes se développant à l'échelon de la planète, soumise à des changements globaux.

---

[1] Transformation grâce aux perturbations infligées à nos espèces autochtones et surtout à nos écosystèmes appauvris ou trop enrichis : la dissémination des espèces n'est pas seulement facilitée par l'agitation humaine, elle est étroitement liée à l'altération qualitative du milieu (Clément, 2002)

Certes, quelques écologistes s'étaient préoccupés de ce problème au milieu du XXe siècle, comme Elton (1958) publiant « *The ecology of invasions by animals and plants* ». Mais il faut réellement attendre 1982 pour voir se développer, à l'initiative du *Scientific Committee on Problems of the Environment* (SCOPE), dépendant de l'ICSU, un programme international. Accepté lors de son assemblée générale d'Ottawa, il aura pour titre « l'Écologie des invasions biologiques » (*Ecology of Biological Invasions*). L'un des premiers ouvrages conventionnels de ce programme, édité par Groves et Burdon (1986), est consacré à l'Australie dont le nombre d'espèces introduites et naturalisées dans au moins 4 États (South Australia, Victoria, New South Wales et Queensland) a augmenté de manière linéaire au cours du temps. Depuis l'arrivée des Européens en 1788, le processus d'invasion a continué à la vitesse de 4 à 6 nouvelles introductions par an (Specht, 1981). Un autre volume issu du même programme est publié la même année par Baker et ses collaborateurs (1986) : il développe le problème des espèces envahissantes en Amérique du Nord et à Hawaii où l'on estime que, sur les 2 690 espèces végétales de cette île, 946 sont des espèces introduites. Environ 800 espèces indigènes sont en danger et l'on pense que 200 espèces endémiques pourraient avoir disparu à cause des espèces étrangères (Vitousek, 1988). Le volume traitant de l'Afrique du Sud est également produit en 1986 par Mc Donald, Kruger et Ferrar. Celui concernant l'Europe et le bassin méditerranéen, édité par di Castri, Hansen et Debussche, ne paraîtra qu'en 1990. Quant à l'ouvrage concernant les Tropiques, édité par Ramakrishnan, il sort en 1991. Entre temps, une synthèse de l'ensemble du programme, intitulée « *Biological invasion, a global perspective* » paraîtra en 1989, éditée par Drake, Mooney, di Castri, Groves, Kruger, Rejmanek et Williamson.

Des espèces envahissantes posant problème dans différentes parties du monde

Grâce à tous ces travaux, la littérature regorge maintenant d'exemples destinés à frapper l'opinion publique et à expliciter en quoi les espèces introduites peuvent poser d'évidents problèmes à la flore et à la faune autochtones. Parmi ces exemples, on peut trouver pêle-mêle aussi bien des animaux que des végétaux. Parmi les plus cités, figure l'exemple du lapin dont 12 couples furent introduits en 1859 en Australie. À la fin du XIXe siècle, leur nombre était estimé à 900 millions. Ils ont été la cause de la destruction de nombreux biotopes, de l'extension de l'érosion des terres par destruction de la végétation, de l'extinction de certains marsupiaux, tels les « bandicoots ».

Il est vrai que le lapin ne constitue en Australie qu'une introduction « réussie » parmi d'autres allant d'espèces sauvages, tel le renard, aux espèces domestiques « marronnées », telles que l'âne, le dromadaire ou même les chevaux, qu'il faut périodiquement abattre d'une manière qui rappelle plus la guerre que la chasse.

L'étourneau figure aussi en bonne place. On sait que 60 individus furent lâchés dans Central Park (New York) en 1890. En 1918, sept États étaient touchés par cette invasion. Depuis 1962, l'espèce est présente sur tout le territoire des USA.

Les opuntias font également partie des espèces végétales envahissantes souvent citées. Parmi eux figure *Opuntia ficus indica* qui fut importé en Europe dès les premiers

voyages de Christophe Colomb et qui, après l'Espagne, gagna l'Afrique du Nord. En 1776, Thierry de Ménouville découvre à la Havane une recette de teinture rouge-carmin obtenue à partir de la cochenille *Coccus cacti* inféodée à cet opuntia. Devenue utilitaire, une nouvelle vague d'extension partie des Canaries permettra à cette plante d'étendre son aire. Actuellement, on trouve des opuntias dans toutes les régions subtropicales du globe. Introduites au Queensland (Australie) à la fin du XIXe siècle, deux espèces, *Opuntia inermis* et *O. stricta,* couvraient 24 millions d'hectares en 1920.

Parmi les plantes dont l'extension mondiale en domaine tropical et subtropical défraya la chronique, on trouve en milieu terrestre *Lantana camara*, issue de Mésoamérique. Elle est considérée par Bromilow comme l'une des dix plus inquiétantes plantes envahissantes dans le monde. Elle est l'hôte privilégié des territoires perturbés secondarisés (Arbonnier, 2000). En milieu aquatique, c'est la jacinthe d'eau qui est la plus souvent évoquée. Elle ne comprend pas moins de 7 espèces dont *Eichhornia crassipes*, la plus connue. Son invasion a bouleversé le fonctionnement de rivières, de canaux, de retenues, de lacs, tant en Afrique qu'en Asie du Sud-Est. Elle est maintenant présente dans 50 pays et sur les 5 continents. Elle a envahi, en Afrique de l'Est, le lac Victoria et a donné lieu à un documentaire intitulé « Le cauchemar de Darwin » suite à une autre invasion, la perche du Nil, introduite en 1950. Pendant quelques décennies, ce poisson prédateur est resté à un niveau de population très bas puis, dans les dix dernières années, il a explosé sur le plan démographique, provoquant l'extinction de près de 200 espèces sur les 400 endémiques de *Cichlidae* que comptait le lac (Lodge, 2001). La taille importe peu : *Pseudoraspora parva*, poisson en provenance de Corée, plus petit qu'une ablette, est en train de s'étendre en Europe et est capable de supplanter en quelques années les espèces dominantes de *Cyprinidae* des eaux douces, courantes ou stagnantes. Ce poisson fait courir des dangers importants à la faune piscicole puisqu'il est l'hôte de parasites, tels que le trématode ubiquiste *Clinostomum complanatum,* qui l'infestent à l'état de métacercaire et dont les hôtes définitifs sont souvent des hérons (*Ardea cinerea, Nycticorax nycticorax*) et différentes espèces d'aigrettes (*Egretta garzetta* ou *E. alba*).

Bien d'autres espèces aquatiques sont devenues des « envahisseurs » qui posent problème :

- en eau douce, le mollusque *Dreissena polymorpha* (sans doute originaire de la Mer Noire et de la Caspienne) qui a conquis le Nord et le Nord Ouest de l'Europe et, en 1985, a envahi les grands lacs aux USA avant de gagner le Mississipi, influence profondément le fonctionnement de nombreux écosystèmes aquatiques (certains substrats rocheux des grands lacs sont recouverts par plus de 10 000 individus par mètre carré) ;

- en milieu marin, un autre mollusque, *Crepidula fornicata*, introduit en Europe notamment dans les années 1970 avec *Crassostrea gigas*, modifie lui aussi de grandes étendues dans les eaux peu profondes de certaines baies, telle la baie de Saint Brieuc (France) où le tonnage a été évalué à 250 000 (Goulletquer et *al*., 2002).

Les îles ont largement fait les frais des introductions de plantes étrangères. Dans celles qui posent problème, on trouve l'ajonc européen, *Ulex europeus*. Importé au

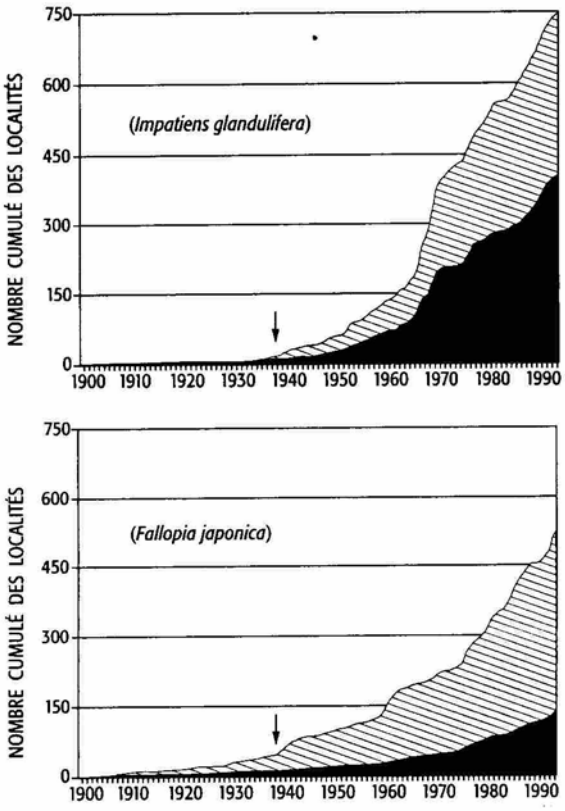
XVIIIe siècle par les Anglais en Nouvelle-Zélande, pour créer des haies autour des champs, l'espèce couvre maintenant une importante surface, notamment dans l'île du Sud et semble difficile à éradiquer. Les Bretons n'ont pas fait mieux en introduisant cette espèce sur l'île de la Réunion, croyant bien faire : cultivé, l'ajonc était baptisé au début du XXe siècle le « fourrage d'or ». Depuis, les ajoncs se développent sur le haut des pentes, occupant notamment le terrain des *Philippia* après incendie. Toujours à la Réunion, *Rubus molucensis*, baptisée « la vigne marron », s'est répandue dans toute l'île jusqu'à 2 600 mètres, menaçant en particulier la régénération de la forêt de Bellouve peuplée d'un arbre endémique, le tamarin *Acacia heterophylla*.

À Tahiti, l'extension de *Miconia calvescens* menace les peuplements d'arbres situés au dessous de 1 500 mètres.

Cette liste « à la Prévert » n'a d'autre intérêt que de montrer qu'en moins de vingt ans, un nouveau problème touchant au fonctionnement de la planète et à la préservation de notre patrimoine est en train d'apparaître et qu'on n'a pas suffisamment pris conscience à temps des menaces qu'il peut générer.

Parallèlement, le nouveau regard porté par les scientifiques dévoile la complexité des problèmes à résoudre. C'est ainsi que Pysek et Prach (1995), comparant les traits d'histoire de vie de 4 espèces envahissantes en zones alluviales européennes (*Impatiens glandulifera, Heracleum mantegazzianum, Fallopia japonica* et *F. sachalensis*), montrent que ces plantes se différencient les unes des autres par leurs types, leur mode de régénération, leur mode de dissémination. Elles ont simplement en commun leur caractère rudéral (occupation des milieux perturbés) et leur stratégie de compétition. L'élément le plus original des travaux de ces 2 chercheurs réside dans le fait qu'étudiant la dynamique d'invasion de ces 4 espèces en République tchèque, ils ont mis en évidence une phase de latence (*lag phase*) depuis leurs introductions au cours du XIXe siècle jusque dans les années 1940, au cours de laquelle les populations de ces espèces restent très restreintes, suivie d'une phase de croissance exponentielle du nombre de localités (phase envahissante) pendant les cinquante dernières années, avec diversification des habitats « contaminés ». Cet exemple souligne que, derrière la notion de plantes introduites, peut se cacher des capacités insoupçonnées de transformation de plantes naturalisées en plantes envahissantes (Figure 1).

Figure 1 : Courbes d'invasion de 2 espèces introduites en République tchèque, devenues invasives après un « temps de latence » de près de 40 ans (Pysek et Prach,1993)



En ordonnées : nombre cumulé de localités connues : en noir, celles de zone alluviale, en hachuré, d'autres habitats.

Parmi les autres faits qui ont affiné la réflexion sur les précautions à prendre en cas d'introduction, le cas de l'érismature de la Jamaïque, *Oxyura jamaicensis*, est assez exemplaire. Introduits au *Wildfowl Trust* de Slimbridge, ils se sont échappés à partir de 1952. Sir Peter Scott a reconnu très tôt sa responsabilité dans l'introduction de cette espèce en Europe, tout en soulignant qu'il s'agissait d'un fait inoffensif. Nous savons maintenant que cette apparence était trompeuse puisqu'une espèce européenne voisine, l'érismature à tête blanche (*O. leucocephala*), dont l'état de conservation était déjà précaire, est maintenant directement menacée par l'espèce introduite qui s'hybride avec elle (Dubois et Perennou, 1997). Si les Européens ont bénéficié et bénéficient encore d'exportations indéniables en provenance des Amériques (du rat musqué du Nord, *Ondatra zibethica,* au ragondin du Sud, *Myocastor coypus*, ou à l'écureuil de Caroline, *Sciurus carolinensis* ; du *Phylloxera* au doryphore ; de la *Spartina alterniflora* aux jussies et au myriophylle du Brésil, sans compter les écrevisses rouges de Louisiane, *Procambarus limosus*, les poissons-chats, *Ictalurus melas* et *I. nebulosus*, la grenouille-taureau, *Rana casteibeina*, ou le tout nouveau venu, l'insecte coléoptère *Diabrotica virgifera*, ravageur du maïs, etc.), l'Europe le leur rend bien, notamment avec les plantes des zones humides : des centaines d'hectares de marais de Louisiane sont désormais couverts par l'hybride de *Typha latifolia* x *Typha angustifolia*, venu d'Europe ; il en est de même de nombreux marais saumâtres ou salés envahis par l'hybride européen et américain du roseau (*Phragmites australis*). De nombreuses zones humides sont également couvertes de *Phalaris arundicea*. Mais *Lythrum salicaria*, notre salicaire

introduite volontairement comme plante horticole, médicinale et mellifère en Amérique du Nord par des colons dès la fin du XVIIIe siècle, connaît depuis une cinquante d'années une dynamique envahissante très forte dans toute la zone tempérée océanique. Elle représente vraisemblablement l'espèce végétale actuellement la plus envahissante dans les zones humides de l'Amérique du Nord, sa vitesse d'extension étant estimée à 115 000 ha / an (Malecki et *al*., 1993). Les recherches menées sur cette plante, qui peut atteindre 2 voire 3 mètres en Amérique contre 1,2 à 2 mètres en France et dont la biomasse est plus grande dans les pays « conquis » que dans les habitats d'origine (Blossy et Notzold, 1995), semblent indiquer que la compétitivité des populations envahissantes serait directement liée à l'absence de consommateurs ou de pathogènes - ce qui toutefois reste à démontrer, d'après Thebaud et Simberloff (2001). Si cette hypothèse doit être regardée comme intéressante, car elle semble se vérifier chez de nombreuses espèces végétales envahissantes telles que *Solidago gigantea* dans son aire d'introduction en Europe (Jakobs et *al*., 2004), la salicaire fait courir d'autres risques que celui de réduire globalement la biomasse de 44 plantes indigènes ou même, dans certains cas, de remplacer la flore diversifiée des zones humides américaines par un peuplement quasi-monospécifique. Des recherches récentes viennent en effet de montrer que les composés phénoliques relargués par les feuilles en décomposition de cette plante seraient responsables de la mortalité de têtards, pouvant atteindre jusqu'à 50 % du peuplement larvaire d'amphibiens, toutes espèces confondues (Chapin et Brown, 2003). Quand on connaît l'état des populations d'amphibiens de par le monde, on peut mieux comprendre pourquoi une espèce végétale étrangère introduite peut provoquer bien d'autres dégâts que ceux qu'elle peut occasionner en entrant en compétition avec la flore locale. Le coût des dommages que cause cette espèce introduite, établie dans 48 États, et des opérations de contrôle la concernant est estimé à 45 millions de dollars par an.

Le cas de l'invasion de l'algue *Caulerpa taxifolia* en mer Méditerranée est intéressant à plus d'un titre, non à cause de la polémique suscitée (bien que d'aucun pense que l'obligation d'organiser un colloque à l'Académie des Sciences en 1997 a beaucoup fait auprès des scientifiques pour considérer que les espèces envahissantes posaient un réel problème), mais à cause de plusieurs faits. Parmi ceux-ci, il y a la rapidité de colonisation de cette algue analogue à celle d'une autre algue (*Ulva sp*.) sur les côtes bretonnes. En ce qui concerne cette dernière, on ne sait pas encore s'il s'agit d'une anthropophyte (espèce introduite) ou d'une apophyte (espèce indigène favorisée par l'homme), pour reprendre les définitions de Quezel et *al.* (1990). Il se pourrait qu'il s'agisse bien d'une espèce autochtone qui a explosé sur le plan démographique (en fonction d'apport excédentaire de nitrate dans un environnement où le phosphore n'est pas limitant à cause de ses teneurs élevées) et s'est étendue sur une grande partie du littoral (plus de 60 communes touchées). Quant à *Caulerpa taxifolia*, si l'on admet qu'elle a été introduite à partir des aquariums de Monaco, sa vitesse de colonisation a pu être d'autant plus rapide que l'environnement méditerranéen a changé. On sait, en effet, que lors de l'ouverture du canal de Suez, percé par Ferdinand de Lesseps, 200 à 300 espèces de la mer Rouge ont migré vers le nord et sont restées confinées pendant longtemps dans le bassin oriental de la Méditerranée. Leur progression récente dans l'ensemble du bassin méditerranéen (on trouve maintenant des barracudas de toutes classes d'âge au voisinage des îles de Port-Cros et de Porquerolles) est interprétée comme le signe d'un réchauffement des eaux lié aux changements climatiques. Si tel était le cas, cela signifierait qu'une espèce introduite comme *Caulerpa taxifolia* (et sans doute beaucoup d'autres, comme d'ailleurs une autre caulerpe, *C. racemosa* et ses trois

varitétés *occidentalis, turbinata-uvifera* et *lamourouxii*) peut se transformer plus rapidement en espèce envahissante et poser davantage de problèmes à cause des changements climatiques qui affectent la planète. Il s'agit bien sûr d'hypothèses mais c'est sûrement un exemple à méditer.

Du concept d'invasion biologique à la création d'un programme mondial sur les espèces envahissantes (GISP)

Depuis les travaux développés en grande partie à partir du programme SCOPE, le concept d'invasion biologique couvre désormais l'ensemble des mécanismes, depuis l'introduction d'une espèce jusqu'à l'invasion proprement dite. Ces mécanismes ont été regroupés dans un modèle conceptuel proposé par Planty-Tabacchi (1993) qui distingue 4 phases principales :

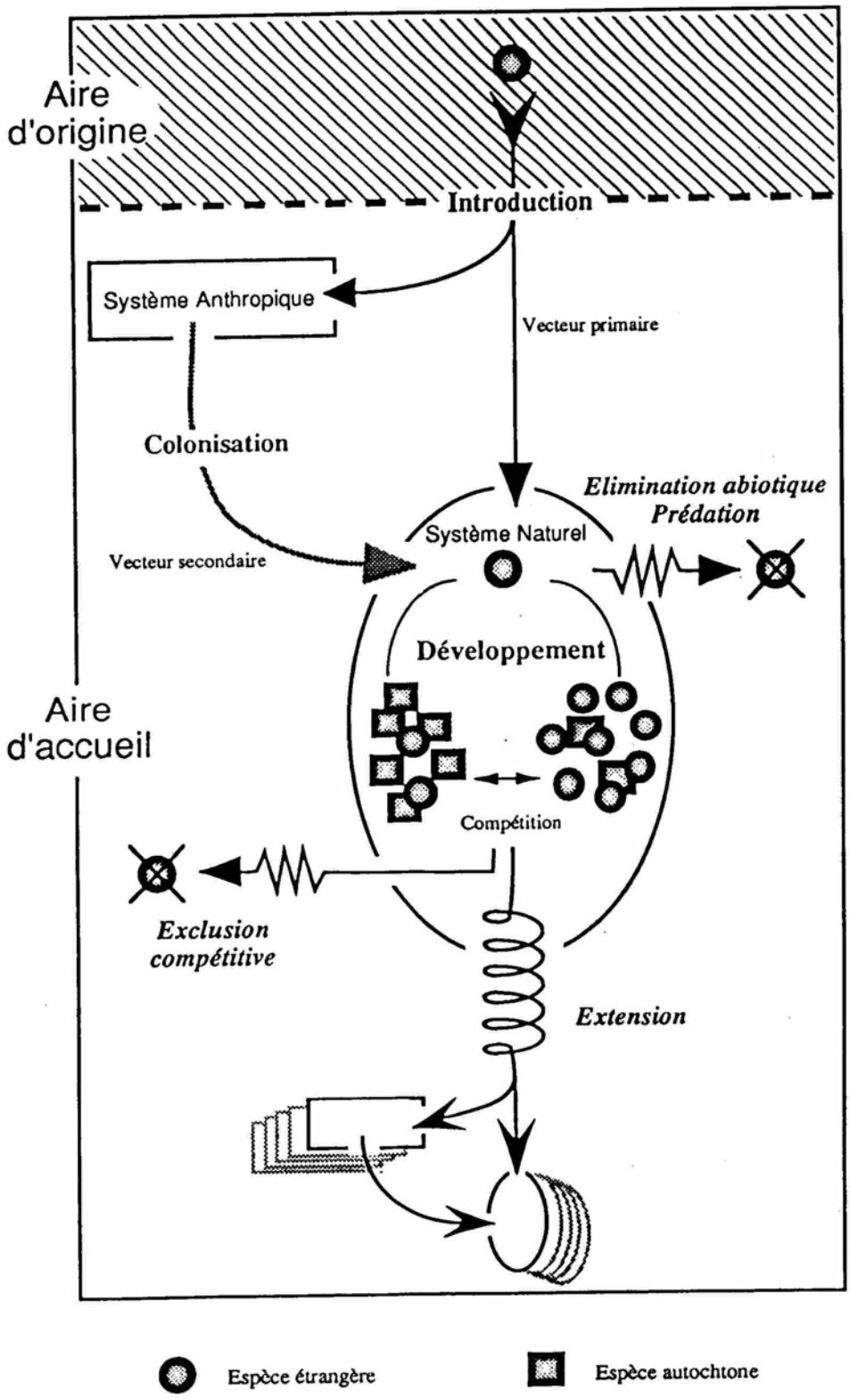
1) **L'introduction** : les vecteurs d'introduction depuis la patrie d'origine vers la patrie d'accueil, ou vecteurs de migration (V.P.), sont sous influence anthropique directe (consciente ou non). La patrie d'origine définit une grande partie du potentiel d'adaptation d'une espèce vis-à-vis de sa patrie d'accueil.

2) **La colonisation** : la colonisation d'un système dit naturel par une étrangère peut se faire directement (l'homme est directement impliqué -V.P.) ou par le biais d'un vecteur secondaire de migration (V.S.) : l'espèce est introduite dans un milieu anthropisé (V.P.) puis colonise le milieu dit naturel (V.S.).

3) **Le développement** : l'installation d'une espèce dans une communauté naturelle découle des conditions abiotiques ambiantes et des propriétés intrinsèques à l'espèce ainsi que de la « capacité d'accueil » de la communauté « contaminée ». Deux cas de figure peuvent alors se produire : soit **l'élimination** souvent rapide de l'espèce étrangère en cas de conditions environnementales hostiles, d'une compétition importante ou d'une pression de prédation élevée, soit **l'intégration** lorsque l'espèce étrangère est nettement avantagées du point de vue compétitif (absence de prédateur et de parasite par exemple). On peut alors parler d'invasion au sens strict du terme. Le développement peut s'accompagner d'un réajustement génétique.

4) **L'extension** : l'espèce envahissante est capable d'occuper d'autres communautés et migre même vers d'autres types d'écosystèmes (Figure 2).

Figure 2 : Mécanismes principaux du processus des invasions (Planty-Tabacchi, 1993)



Pendant toute cette première phase de recherche sur les espèces exotiques envahissantes, cinq questions ont fortement mobilisé la communauté scientifique :

1) Peut-on caractériser les espèces envahissantes ?

2) Peut-on caractériser les milieux vulnérables ?

3) Quelle est la place des espèces envahissantes au sein des communautés ?

4) Peut-on définir un caractère de « dangerosité », le degré de menace d'une invasion biologique ?

5) Quelles sont en particulier les conséquences des invasions sur la structure et le fonctionnement des systèmes envahis ?

En arrière-plan, une autre question importante pour le développement d'une stratégie destinée à enrayer ce phénomène s'est posée : ce phénomène est-il prédictible ?

Il faut reconnaître que, si de nombreux progrès ont été réalisés dans le domaine de la connaissance pour répondre à ces questions, beaucoup reste à faire pour avoir des explications satisfaisantes.

C'est en partie pour faire le bilan de ces connaissances acquises qu'en 1996 a été organisé, à Trondheim en Norvège, par les Nations unies et le gouvernement norvégien, la première conférence internationale sur les espèces exotiques envahissantes (EEE), avec comme objectif supplémentaire, celui d'examiner si la globalisation pouvait avoir des conséquences néfastes sur l'environnement.

Les participants à cette conférence ont conclu que les EEE étaient devenues une des menaces principales pour la biodiversité dans le monde.

Ils ont recommandé la mise en œuvre immédiate d'une stratégie mondiale et de dispositifs permettant de traiter le problème. Le programme mondial sur les espèces envahissantes, le *Global Invasive Species Programme* (GISP), a été lancé en 1997. Présidé par Harold A. Mooney pendant sa première phase (1997-2000), ce programme est coordonné par le Comité scientifique sur les problèmes d'environnement (SCOPE), l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et le Centre international pour l'agriculture et la bioscience (CAB-International). L'exigence d'une approche pluri-disciplinaire créative a permis de mettre sur pied un programme qui intègre l'expertise et les capacités d'un nombre d'acteurs de plus en plus diversifiés (scientifiques, spécialistes en matière d'environnement, juristes, gestionnaires de ressources naturelles, décideurs, etc.). Plus de 50 gouvernements ainsi que de nombreuses industries, des instituts scientifiques, des ONG et des organisations intergouvernementales ont approuvé l'appel à la mise en œuvre de mesures lancées par le GISP. Un premier bilan d'activités a été établi qui propose : un premier ensemble d'évaluations globales, le développement d'une stratégie mondiale, un guide sur les méthodes de prévention et de gestion, et le lancement d'une base de données pilotes. En 2001, l'Organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques (OSASTT) à la Conférences des parties à la Convention sur la diversité biologique (CDB) a fortement soutenu le GISP qui s'est engagé en 2002 dans une deuxième phase sous la présidence de Jeffrey K. Waage.

Parmi les ouvrages issus de ce programme, on peut citer dans les tous premiers : « *Invasive Species in a changing World* » édité par Mooney et Hobbs (2000), « *The Economics of Biological Invasions* » de Perrings, Williamson et Dalmazzone (2000) ainsi que « *A Guide to designing Legal and Institutional Frameworks on Alien invasive Species* » de Shine, Williams et Gündling (2000) qui marquent bien la volonté du GISP de développer des approches pluridisciplinaires associant sciences de la nature et sciences de la société. Ces livres seront suivis de « *Global Stategy on invasive Alien Species* » édité par McNeely, Mooney, Neville, Schei et Waage (2001) ainsi que de « *A Toolkit of Best Prevention and Management Practices* » de Wittenberg et Cock (2001). Le dernier en date, correspondant tout à fait aux missions de la SCOPE, est édité par Mooney, Mack, McNeely, Neville, Schei et Waage (2005) et livre une nouvelle synthèse sur le problème des espèces étrangères envahissantes.

L'intérêt du GISP est double. D'une part, il a permis le développement de connaissances nouvelles tant sur la biologie des espèces et la capacité de certaines à occuper de nouveaux territoires, que sur le fonctionnement d'écosystèmes originaux[2], ou « écosystèmes émergents », créés à base d'espèces « étrangères ». D'autre part, il a permis le développement d'une stratégie globale sur les espèces étrangères envahissantes par l'établissement de recommandations pour modifier les lois des pays concernés ainsi que les conventions internationales et par la proposition d'une véritable « boîte à outils » pour bloquer ou contrôler les introductions d'espèces et les éradiquer, lorsque nécessaire.

On peut considérer que ce type d'organisation et que l'investissement de plus en plus grand de scientifiques à l'échelon international commencent à attirer l'attention des hommes politiques et à faire bouger les choses au niveau des États. C'est ainsi que le Président Clinton, le 2 février 1999, a autorisé l'allocation de 28 millions de dollars contre les espèces introduites envahissantes et a mobilisé le gouvernement fédéral sur ce sujet en créant un conseil interagences sur les espèces envahissantes pour produire un plan de défense -*Cette somme considérée comme incitative ne représente que peu de chose par rapport aux 600 millions de dollars déjà dépensés annuellement à cette époque par le gouvernement fédéral, somme à laquelle il faut ajouter une dépense du même ordre par l'ensemble des États et sans doute un peu plus, selon Simberloff* (communication personnelle).-

Le développement de législations nationales et internationales adaptées aux problèmes posés par les introductions d'espèces

Les législations les plus complètes et les plus draconiennes en matière d'introduction sont certainement celles de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande, pays qui sont probablement ceux qui ont le plus souffert des méfaits d'organismes introduits (de Klemm, 1996). Parmi les pays qui se sont mobilisés le plus rapidement pour se prémunir contre les introductions d'espèces étrangères, on peut citer l'Australie. Il est

[2] Le concept de « transformateurs » (« *transformers species* » de Wells et *al*., 1986) concerne ces espèces envahissantes qui changent le caractère, la forme ou la nature des écosystèmes (Richardson et *al*., 2000)

vrai que cette « île-continent » a, depuis l'arrivée des colons européens en 1788, subi en un laps de temps très court -un peu plus de 200 ans- d'introductions accidentelles ou délibérées, de nombreuses espèces dont beaucoup sont devenues envahissantes. Michael (1981) estimait que les plantes introduites représenteraient 10 % du total des 15 000 à 20 000 plantes vasculaires répertoriées en Australie. En 1986, les pertes provoquées par les plantes étrangères indésirables, uniquement dans les domaines de l'agriculture et de la foresterie, étaient estimées à 500 millions de dollars par an. On comprend que très tôt le gouvernement australien ait pris deux importantes options dans ce domaine : empêcher d'une manière sélective les entrées de nouvelles plantes sur le territoire et réglementer l'apport de tous végétaux. À cette époque, 66 espèces et 20 genres de plantes étaient strictement interdits d'entrée en Australie. Ce type de mesure a été pris sur la base du concept d'analyse de risque causé par les « pestes introduites » (Kahn, 1979), en tenant compte des considérations biologiques, politiques, sociales et économiques. Ce type de risque est évalué en se basant sur :

1) l'existence réelle d'une méthodologie d'inspection utile et efficace ;

2) des opérations possibles de sauvegarde ;

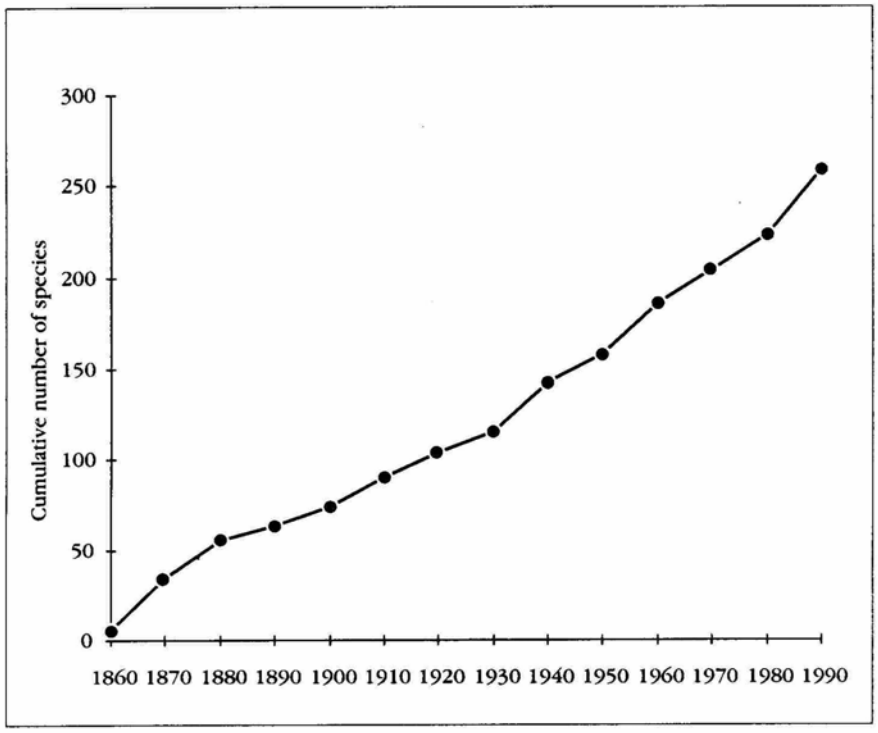
3) l'existence de maladies ou désordres dans le pays d'origine provoqués par un agent inconnu ;

4) les connaissances acquises sur le cycle de vie d'organismes mis en quarantaine ;

5) l'efficacité des services techniques sur lesquels s'appuyer dans le pays importateur où des organismes à risque seraient introduits.

Cette philosophie a conduit à amender la Convention internationale sur la protection des végétaux qui inclut maintenant « la mise en quarantaine des pestes ». Ces démarches australiennes concordent avec celles prises par la Nouvelle-Zélande qui a largement fait les frais d'espèces végétales introduites (Figure 3). Elles sont adoptées par de nombreux pays. Elles ont surtout permis de réfléchir à la mise au point d'une véritable stratégie contre les plantes envahissantes. À ce propos, il faut d'ailleurs rappeler qu'il n'existe pas, pour le commerce des animaux vivants, de convention internationale équivalente à celle des plantes.

Figure 3 : Taux de naturalisation entre 1860 et 1990 des 258 « mauvaises herbes » terrestres et aquatiques connues actuellement en Nouvelle-Zélande (d'après Owen, 1988)



74 % des mauvaises herbes envahissantes terrestres et 54 % des plantes envahissantes aquatiques ont été introduites volontairement en Nouvelle-Zélande comme plantes ornementales.

Consciente de ce problème, la Nouvelle-Zélande a mis en place, dès 1967, une loi sur les animaux (*Animals Act*), modifiée en 1990. Cette loi soumet à autorisation l'importation de tous les animaux étrangers au pays. Aucune autorisation ne peut être délivrée pour les espèces susceptibles de causer des dommages substantiels aux ressources naturelles ou dont l'éradication, nécessaire dans le cas où ces espèces venaient à s'établir dans le milieu naturel, serait impossible, irréalisable en pratique, difficile ou coûteuse. Ces espèces comprennent tous les serpents (il n'y a pas de serpents indigènes en Nouvelle-Zélande), tous les animaux venimeux, l'écureuil *Sciurus carolinensis*, le renard *Vulpes vulpes*, le vison d'Amérique *Mustela vison*, le rat musqué *Ondatra zibethicus*, le ragondin *Myocastor coypus*, les hamsters *Mesocricetus spp*. et les mangoustes *Herpestes spp*. Dans le cas où une autorisation d'importation peut être accordée, elle ne peut l'être que si elle est dans l'intérêt public. Les autorisations peuvent être assorties de conditions, notamment en ce qui concerne les mesures de sécurité à prendre pour éviter les évasions. Une caution peut être exigée pour couvrir les frais de capture ou d'abattage des animaux échappés. La détention et le lâcher dans le milieu naturel d'organismes importés sans autorisation sont interdits. À ce dispositif viennent s'ajouter les mesures établies par la loi du 26 Août 1993 sur la « biosécurité » dont l'objet est la gestion des risques associés à l'introduction d'organismes vivants. Ce texte s'applique à tous les organismes et aux structures génétiques capables de se répliquer elles-mêmes. En ce qui concerne les importations, sont définies comme marchandises à risques (*risk goods*) tous les organismes ou matières organiques qui, en raison de leur nature ou de leur origine, peuvent être raisonnablement soupçonnés de présenter un risque pour les organismes présents en Nouvelle-Zélande. Toute importation de ces marchandises nécessite une autorisation sanitaire. La gestion du

risque à l'intérieur du pays se fait au moyen de stratégies de gestion des organismes indésirables (*pest management strategies*). Ces stratégies sont destinées à éliminer ou minimiser les risques économiques et écologiques présentés par les introductions pour, entre autres, la viabilité d'espèces rares ou menacées, la survie ou la répartition des espèces indigènes, les processus écologiques et la diversité biologique. Fait important pour la Nouvelle-Calédonie, il peut y avoir des stratégies nationales et régionales (stratégie de pays, stratégie de province). Les stratégies sont approuvées après procédure complexe, par actes réglementaires. Les inspecteurs chargés de l'application d'une stratégie sont dotés de pouvoirs considérables : arrestation, fouille, perquisition, saisie, destruction d'organismes importés, etc. Il est possible d'établir des zones contrôlées (*controlled areas*) où toute entrée, sortie ou mouvement de certains organismes peut être interdit et dans lesquelles des mesures de destruction peuvent être prises. La loi prévoit également la possibilité de proclamer un état d'urgence en matière de biosécurité (*biosecurity emergency*) au cas où viendrait à être signalée la présence d'un organisme nouveau, susceptible de causer des pertes économiques ou écologiques sensibles, s'il s'établit dans le pays.

Pour bien situer l'étendue du problème juridique, il faut préciser qu'en 1996 le Conseil de l'Europe « *regrettant qu'il n'existe pas, semble-t-il, d'études scientifiques générales portant sur les nombreuses introductions qui ont déjà été effectuées en Europe* », précisait que « *si cette étude existait, elle aurait sans nul doute pu montrer l'ampleur du problème, analyser son évolution, identifier les voies les plus importantes par lesquelles les introductions se produisent, et évaluer l'efficacité des mesures de contrôle déjà prises* ». La prise de conscience des risques liés aux introductions ayant été graduelle, la législation n'a en conséquence évolué que lentement. Cette évolution est dans la plupart des pays loin d'être achevée (de Klemm, 1996). C'est dans ce contexte que le Conseil de l'Europe a décidé de s'intéresser à l'état du droit international et des législations nationales des pays européens en matière d'introduction et de présenter un certain nombre de propositions visant à renforcer les mécanismes de contrôle nationaux. Il s'agit selon lui non seulement de pouvoir prévenir les introductions indésirables mais aussi d'être en mesure de suivre et, autant que possible, d'éradiquer les espèces écologiquement nuisibles qui ont déjà été introduites.

En ce qui concerne le droit international, il faut rappeler que la Convention sur la diversité biologique (1992), dans son article 8(h), souligne que « *chaque partie contractante, dans la mesure du possible et selon qu'il conviendra (...) empêche d'introduire, contrôle et éradique les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces* ». Pour sa part, la Convention de Berne, en son article II.2, dispose « *que chaque partie contractante s'engage (...) à contrôler strictement l'introduction des espèces non indigènes* ». La Convention de Bonn (1979) sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage dispose, en particulier dans les lignes directrices qu'elle établit en matière de conclusion, d'accords relatifs aux espèces décrites dans son annexe II (article 5) : « *tout accord, lorsque cela s'avère approprié et possible, devrait aussi et notamment prévoir (...) le contrôle strict de l'introduction des espèces exotiques nuisibles à l'espèce migratrice concernée et le contrôle de celles qui auront déjà été introduites* » (voir le problème des érismatures).

Il est remarquable de penser que des pays en voie de développement ont largement anticipé sur beaucoup de pays dits développés en matière de droit. Pour exemple, le protocole relatif aux zones protégées ainsi qu'à la faune et à la flore

sauvages dans les régions d'Afrique Orientale (Nairobi, 1985) dispose en son article 7 que : « *les parties contractantes prennent toutes les mesures appropriées pour interdire l'introduction intentionnelle d'espèces non autochtones ou nouvelles qui risquent d'entraîner des changements importants ou nuisibles dans la région de l'Afrique orientale* ».

Le protocole relatif aux zones et à la vie sauvage spécialement protégées de la région des Caraïbes (Kingstone, 1990) reprend pratiquement l'article 7 précité en étendant la notion d'interdiction intentionnelle ou accidentelle dans la nature d'espèces non indigènes ou modifiées génétiquement.

Le développement de stratégies nationales, clefs pour prévenir, éradiquer ou contrôler les espèces envahissantes

Une véritable « trousse à outils » a été discutée en 1999 à Kuala-Lumpur dans le cadre du GISP par un groupe d'experts, dont Jean-Yves Meyer, pour permettre aux nations de se prémunir le mieux possible contre les espèces exotiques envahissantes et de déterminer les meilleures pratiques de gestion permettant leur contrôle, voire leur éradication.

Le développement d'une stratégie nationale résumant les buts et objectifs est considéré par les experts comme la première étape d'un plan qui doit conduire à la préservation ou à la restauration d'écosystèmes « fonctionnels », « en bonne santé ». Un tel plan prévoit en priorité une évaluation initiale des caractéristiques locales et régionales de la diversité biologique, formées par les espèces autochtones (espèces ordinaires, endémiques, rares -degré de rareté- ou menacées, etc.) et allochtones pour lesquelles il faut distinguer les « non nuisibles » de celles qui provoquent des dommages (EEE) et dont il faut déterminer les impacts. Quatre options majeures sont prévues pour maîtriser les espèces étrangères : la prévention, la détection précoce, l'éradication, et le contrôle. L'option la plus rentable est celle qui consiste à prévenir les introductions. Une méthode d'exclusion, basée sur les voies d'entrées possibles plutôt que sur les espèces prises individuellement, semble la plus efficace. Il s'agit de concentrer les efforts sur les sites où les espèces étrangères ont le plus de chance de traverser les frontières d'un pays.

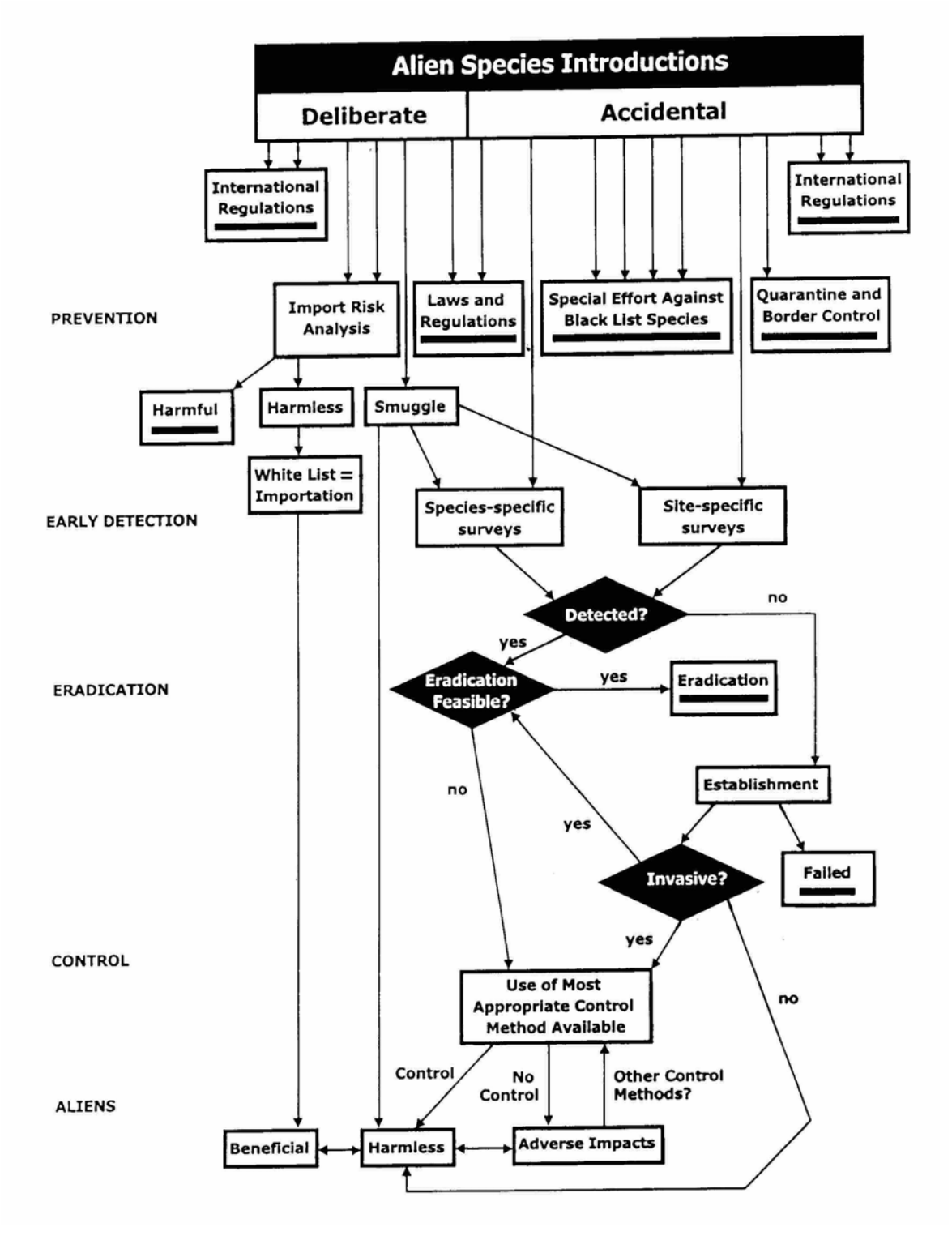
Trois possibilités principales existent pour se prémunir contre les EEE :

1) une interception basée sur un renforcement des règlements avec des inspections et le paiement de droits d'entrée ;

2) le traitement du matériel suspecté d'être contaminé par des espèces allochtones ;

3) l'interdiction de certaines facilités en faisant référence aux règlements internationaux (Figure 4).

Figure 4 : Résumé des options possibles à prendre en compte quand on s'intéresse aux espèces allochtones (introduites)



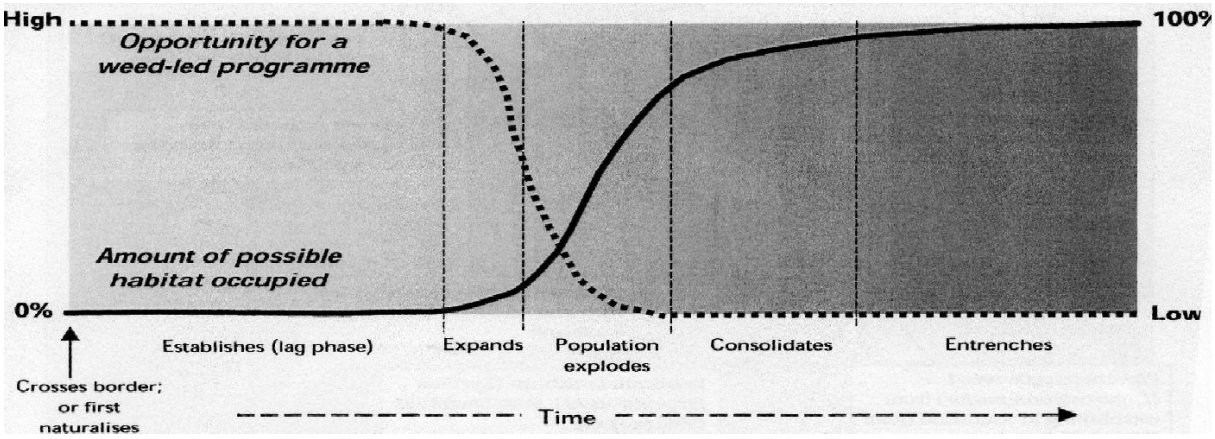
Les barres noires marquent le stade potentiel final d'espèces étrangères introduites. Les losanges symbolisent les points importants où peuvent se produirent des changements et où des décisions doivent être prises (d'après Wittenberg et Cock, 2001)

La détection précoce d'espèces potentiellement envahissantes est souvent cruciale car elle permet de se prononcer sur le fait que l'éradication est encore faisable ou non. Cette détection précoce passe donc par la mise au point de systèmes de

surveillance. Ceux-ci peuvent être focalisés sur des espèces ou sur des sites spécifiques. La surveillance particulière centrée sur des espèces doit prendre en considération les caractéristiques écologiques des espèces-cibles. La surveillance de sites spécifiques a pour objectif de détecter les espèces envahissantes, soit au niveau de points d'entrée à hauts risques, soit au niveau d'espaces de grande valeur pour la biodiversité.

Lorsque la prévention échoue, l'éradication doit être entreprise. Elle peut s'avérer être un succès et peu coûteuse si la détection de l'espèce étrangère est faite précocement. Il est recommandé, toutefois, d'analyser correctement le coût et les chances de succès d'une telle opération et de mobiliser les ressources matérielles et humaines adéquates avant d'entreprendre quoi que ce soit (Figure 5).

Figure 5 : Relations entre les différentes phases de développement et d'extension d'une espèce introduite devenant envahissante et les possibilités de programmes d'éradication, de contrôle ou de non-intervention (d'après Williams, 1997)



Néanmoins, il faut reconnaître que, dans le passé, des éradications réussies ont eu lieu sur des bases scientifiques parfois ténues et avec des analyses réduites sur les chances de succès. Elles concernent des plantes, des insectes ou des mollusques mais également des vertébrés, notamment des rongeurs (tels les rats sur certaines îles ou tel le ragondin en Angleterre). Ce succès a été obtenu de manière très diverse :

1) le contrôle mécanique (arrachage des plantes envahissantes, telle la jussie en France, ramassage des mollusques terrestres, comme les achatines) ;
2) le contrôle chimique en utilisant par exemple des appâts toxiques contre les vertébrés ;
3) la gestion de l'habitat, tel le contrôle de la végétation par le pâturage ou le feu ;
4) la chasse pour les espèces envahissantes de vertébrés ;
5) l'utilisation de techniques empruntées à la lutte biologique, telle l'utilisation de mâles stériles, etc.

La plupart des tentatives d'éradication tentent de combiner plusieurs de ces méthodes (Figure 2, d'après Wittenberg et Cock, 2001)

Lorsque l'éradication n'est pas envisageable, l'objectif sera de réduire l'abondance et la densité de l'organisme envahisseur pour le maintenir en dessous d'un seuil acceptable. Les méthodes décrites ci-dessus sont toutes envisageables mais doivent

être adaptées aux sites à contrôler : dans de nombreuses aires protégées, l'usage des pesticides ou la pratique de la chasse sont prohibés. Par ailleurs, dans des lieux où il serait envisageable d'utiliser des pesticides spécifiques, ceux-ci peuvent provoquer l'apparition de populations résistantes. Enfin, l'utilisation de moyens mécaniques peut être limitée par le coût de la main-d'œuvre ou l'absence de volontaires acceptant d'intervenir périodiquement, parfois sur le long terme. Le contrôle biologique, largement utilisé pour lutter contre les ravageurs de culture, peut aussi être envisagé dans les cas d'espaces dédiés à la préservation du patrimoine naturel. Dans ce cas, les espèces candidates au contrôle doivent faire l'objet de recherches préalables montrant qu'elles sont parfaitement utilisables pour la cible choisie et uniquement cette cible.

Clément (2002) propose une autre voie encore peu explorée. Partant du principe que la dissémination des espèces est étroitement liée à l'altération qualitative de nombreux habitats, il propose une politique ambitieuse nécessitant encore de très nombreuses recherches : celle qui consiste à « décontaminer » les milieux en les débarrassant des nutriments en excès, des pesticides, des métaux lourds, etc. Pour lui, la « requalification » des habitats est le seul moyen d'empêcher ou de stopper l'arrivée de plantes étrangères envahissantes. Cette proposition tient compte du fait que de nombreuses recherches mettent en évidence que des milieux dégradés, fortement perturbés, sont considérés comme des territoires « d'accueil » pour beaucoup d'étrangères à forte valence écologique. Elle postule que les opérations de restauration d"habitat peuvent soit précéder, soit être envisagées lorsque les problèmes posés par des espèces exotiques envahissantes prennent de l'importance. Le but est de favoriser les espèces autochtones, y compris par des renforcements de populations si nécessaire, et de récréer les communautés d'origine en leur donnant artificiellement le moyen de devenir plus compétitive que les espèces envahissantes.

 © IRD, 2006

L'archipel de Nouvelle-Calédonie : des habitats et des écosystèmes menacés par des espèces envahissantes

Introduction

Comme nous l'avons souligné plus haut, l'expansion du commerce international et l'apparition de nouveaux moyens de transport ont permis au phénomène d'invasions de s'exprimer dans toutes les régions du globe. Cependant, certains pays se sont avérés plus sensibles. C'est le cas de la plupart des îles, quelle que soit leur taille. Toutes sont particulièrement concernées par le phénomène des invasions biologiques et de ses conséquences. C'est le cas de l'Australie (Groves et Burdon, 1986), de la Nouvelle-Zélande (Collin et Mc Coll, 1992). Il en est de même pour les îles Hawaii (Baker et *al.*, 1986), de l'archipel Crozet et des Kerguelen (Carcaillet, 1993), des Mascareignes, dont la Réunion et Maurice, pour ne citer que les îles les mieux étudiées. Ces îles pouvent servir d'exemples en terme de stratégie pour la Nouvelle-Calédonie et fournir des éléments de réflexion sur le contrôle des animaux ou des végétaux étrangers, introduits ou risquant de l'être.

Devant les menaces actuelles et futures qui pèsent sur le patrimoine naturel exceptionnel des trois provinces, la province du Nord, la province du Sud, et la province des Îles, il importe que la Nouvelle-Calédonie, considérée à l'échelon mondial comme un « point chaud » ou « hot-spot » de la diversité, puisse développer rapidement une stratégie sur les espèces exotiques envahissantes en se fixant des objectifs à court et à long terme qui puissent permettre les actions suivantes :

- parfaire son inventaire de faune et de flore et en évaluer l'originalité (taux d'endémisme entre autres, existence d'espèces considérées comme rares dans d'autres secteurs de la planète, ...) ;
- inventorier les espèces introduites en essayant, autant que faire se peut, de définir leur origine, les « chemins » directs ou indirects de l'introduction, les portes d'entrée plausibles, les époques ou dates d'introduction ;
- évaluer le degré d'intégration : espèce introduite considérée comme indigène (par exemple, la carpe en France); espèce introduite considérée comme dommageable ailleurs mais pas encore en Nouvelle-Calédonie (espèce à surveiller) ; espèce en extension provoquant des dégâts importants sur la diversité biologique néo-calédonienne ;
- définir pour les espèces à risques des méthodes d'éradication qui tiennent compte de la spécificité du problème : éradication conjointe de plusieurs espèces pour restaurer un habitat (par exemple, la forêt sèche) si toutes les espèces envahissantes sont uniquement localisées sur le milieu qu'elles ont contribué à dégrader ; éradication sur toute l'île pour des espèces à fort pouvoir d'adaptation ;
- mettre au point des mesures de contrôle aux frontières et notamment dans les endroits de pénétration préférentiels (ports, aéroports, etc.) pour se prémunir

contre toute nouvelle introduction ou pour faciliter une éradication rapide d'une espèce à risque localisée.

C'est sur la base de telles propositions, qui seront détaillées au cours de ce rapport, que le groupe d'experts a souhaité apporter sa contribution, en replaçant son travail dans un contexte beaucoup plus large, embrassant une partie du Pacifique afin d'une part de percevoir rapidement des risques potentiels d'introductions dommageables et, d'autre part de tirer partie des expériences de pays comme la Nouvelle-Zélande, l'Australie et Haïti fortement concernés par le phénomène d'invasion et son contrôle.

Il existe plusieurs approches pour aborder le problème des espèces envahissantes dans une région déterminée. Ainsi, un ouvrage récent vient d'être publié sur les plantes « invasives » en France (Muller, 2004). L'essentiel de l'ouvrage décrit parfaitement pour chaque espèce ses caractéristiques morphologiques, son territoire d'origine et les modalités de son apparition en Europe, sa distribution actuelle en Europe, en France, ses modes de reproduction et de dissémination. Certes, pour chacune des espèces, sont abordés sommairement les milieux naturels qu'elle colonise, les nuisances créées par son invasion, etc. À aucun moment, une approche par milieu, par habitat ou par écosystème ne permet de se faire une idée sur les milieux français les plus menacés par une ou des espèces étrangères dont le caractère envahissant, outre qu'il peut être à l'origine de la disparition d'espèces rares ou menacées, ou de milieux exceptionnellement riches, peut compromettre fortement le fonctionnement de certains écosystèmes. C'est du moins ce qui préoccupe maintenant de nombreux scientifiques (Hobbs et *al.*, 2006), inquiets par ces nouveaux écosystèmes ou écosystèmes « émergents » (*novel ecosystems, emerging ecosystems*), formés par la combinaison d'espèces étrangères souvent dominantes, et qui se substituent aux écosystèmes autochtones, cette transmutation pouvant être souhaitée (cas de nombreuses forêts de production constituées d'arbres introduits) ou accidentelle.

Une approche par milieu peut donc compléter l'approche habituelle - mais nécessaire - par espèce. En évaluant le degré de « contamination » par des espèces allochtones envahissantes, ou le degré de perturbation d'un écosystème par une ou plusieurs espèces, cette approche permet de porter un autre diagnostic sur des milieux typiquement néo-calédoniens pour lesquels un maximum d'efforts d'éradication, de contrôle, et de restauration devra être porté.

Ne pouvant traiter l'ensemble des habitats de l'archipel, nous avons choisi de donner deux exemples de cette approche. Le premier concerne les milieux aquatiques d'eau douce, soumis à la pression de plusieurs espèces envahissantes de végétaux ou d'animaux, introduites volontairement ou accidentellement. Le second est dédié à un écosystème exceptionnel, fortement menacé à l'échelon mondial, la forêt sèche, dont le devenir est largement conditionné par le contrôle d'une espèce allochtone de grand herbivore naturalisé et considéré maintenant par certains comme une véritable espèce indigène.

Cas des milieux aquatiques d'eau douce et espèces envahissantes*

Le réseau hydrographique de la Grande Terre est assez dense, mais la forme allongée de l'île et son relief montagneux ne favorisent pas le développement de cours d'eau de grande longueur.

Le contraste topographique et hydrologique entre les deux côtes est important :

- la côte Ouest possède les bassins versants les plus étendus et les fleuves les plus longs mais de débits très variables, aux cours inférieurs sinueux, se terminant par des zones deltaïques et de vastes mangroves ;
- la côte Est est caractérisée par des fleuves et des rivières plus courtes, très nombreux et bien alimentés, quelquefois ponctués de cascades et se terminant par des estuaires profonds et étroits, bordés de mangroves de faible superficie.

Il est à noter que, malgré cette répartition typologique, le bassin versant le plus vaste est celui du Diahot, situé à l'extrémité Nord de la grande île.

Les étangs, les lacs et les marais occupent une superficie d'environ 4 000 hectares.

Les massifs ultramafiques du Sud de la Grande Terre ont évolué en pseudo-karsts extrêmement originaux (nombreuses dépressions fermées et cavités) : la plaine des Lacs constitue l'exemple le plus remarquable de zone humide dépendant de ce type de substrat.

Les îles Loyauté ne comportent aucun réseau hydrographique constitué. Le ruissellement est éphémère et l'eau de pluie pénètre en totalité dans le massif corallien jusqu'à rencontrer l'eau de mer, qui s'est infiltrée latéralement, et sur laquelle elle vient former une « lentille d'eau douce » (Keith, 2005).

La diversité et la spécificité de ces milieux aquatiques ont engendré une forte diversité des espèces qui y sont inféodées (Marquet et *al*., 2003). Du fait de l'isolement de la Nouvelle-Calédonie depuis environ 65 à 80 millions d'années, les peuplements faunistiques des écosystèmes d'eau douce des trois provinces présentent non seulement des taux d'endémisme élevés mais aussi un degré de spécialisation remarquable conduisant à une richesse spécifique bien supérieure à celle des îles voisines d'origine volcanique.

Grâce aux recherches effectuées depuis la fin du XIXe siècle sur ces milieux et surtout depuis quelques années (1997 à 2002), dans le cadre des missions Chloé (coordonnées par le Muséum national d'histoire naturelle et l'association Symbiose) portant sur les trois provinces, l'inventaire de la faune des eaux douces commence à prendre tournure. Il est vrai qu'au cours de ces missions, qui furent à l'origine de la découverte de plusieurs espèces nouvelles pour la science, 83 rivières de la province du

* avec la collaboration de Philippe KEITH et Joël JÉRÉMIE, Muséum national d'histoire naturelle

Sud, 139 rivières de la province du Nord et une trentaine de trous d'eau de la province des Îles ont été prospectés. En l'état actuel des prospections, la flore aquatique de la grande île comprend entre 50 et 60 espèces (espèces sub-aquatiques non comprises) dont 11 (12) sont endémiques, 4 espèces étant très rares (J. Jérémie, données non publiées). Les travaux de Mary (2002) permettent maintenant d'avoir une bonne vision sur les communautés benthiques d'invertébrés des rivières néo-calédoniennes qui sont dominées largement par les insectes (75% des 167 taxons identifiés). Les milieux les plus favorables au développement de la macrofaune benthique et qui présentent la diversité spécifique maximale sont les ruisseaux forestiers. Ce que l'on sait également maintenant, c'est que la richesse spécifique en poissons des « creeks » calédoniens (64 espèces) est largement supérieure à celle de la Réunion (25 espèces) ou de la Polynésie française (37 espèces), (Keith, 2005). Il en est de même pour les crustacés décapodes : 37 espèces en Nouvelle-Calédonie, 10 espèces à la Réunion, 18 espèces en Polynésie, 25 dans les îles Fidji et 19 aux Vanuatu. Sur les 64 espèces de poissons, 11 sont endémiques tandis que l'on compte 14 crustacés décapodes endémiques sur les 37 espèces recensées (près de 40%). Le record d'endémicité pour les groupes aquatiques appartient aux invertébrés. C'est ainsi que chez les mollusques gastéropodes d'eau douce, on a identifié 65 espèces endémiques pour un total de 81, soit plus de 80%, le record étant détenu par la famille des *Hydrobiidae* avec 100%. En l'état actuel des connaissances, cet endémisme pourrait également atteindre 100% chez certains groupes d'insectes, tels que les trichoptères et les éphéméroptères. Parmi les « points chauds » de la biodiversité d'eau douce, la plaine des Lacs se distingue avec un taux d'endémisme très élevé, aussi bien pour la flore que pour la faune. En ce qui concerne les invertébrés, on note par exemple deux genres endémiques de mollusques : *Glyptophysa* (*Planorbidae*) et *Heterocyclus* (*Hydrobiidae*). Chez les crustacés décapodes, le genre *Paratya* est représenté par 5 espèces (alors qu'on ne connaissait qu'une seule autre espèce en dehors de la Nouvelle-Calédonie). Parmi les espèces de poissons endémiques de Nouvelle-Calédonie qui fréquentent cette plaine, le *Galaxias neocaledonicus* serait un vestige de l'ancienne faune du Gondwana qui présente des affinités avec la faune de Nouvelle-Zélande.

Les rivières de Nouvelle-Calédonie sont pauvres en éléments nutritifs et les biocénoses s'y sont adaptées, tout en restant fragiles. Toute perturbation dans ce type d'écosystème oligotrophe entraîne un déséquilibre immédiat des peuplements, la pauvreté en nutriments allant de pair avec la fragilité de l'écosystème. Par ailleurs, la majorité des espèces de poissons et de crustacés sont amphidromes, c'est-à-dire qu'elles passent la plus grande partie de leur vie en eau douce, mais leur développement passe par une phase larvaire marine obligatoire de quelques mois. Il est donc très important de maintenir dans leur intégralité fonctionnelle les corridors, sources, rivières, estuaires, et l'océan.

Espèces végétales aquatiques envahissantes, ou susceptibles de l'être

Malgré la présence de nombreuses espèces endémiques et la fragilité de ces systèmes, tout comme en milieu terrestre, les introductions d'espèces aquatiques ont été nombreuses. C'est le cas en ce qui concerne la flore puisque 12 (voire 14) espèces végétales sont des espèces envahissantes, ou susceptibles de l'être. Il s'agit de : *Hydrilla verticillata*, *Lemna aequinoctialis, Pistia stratiotes, Nymphoides indica, Eichhornia crassipes, Typha domingensis, Azolla pinnata, Marsilea mutica, Salvinia auriculata, Ipomoea aquatica, Ludwigia octovalvis,* et *Cladium mariscus*. Parmi les espèces

invasives, *Hydrilla verticillata, Lemna aequinoctialis, Salvinia auriculata, Azolla pinnata* et *Eichhornia crassipes* sont désormais très communes en Nouvelle-Calédonie.

Globalement, en l'état actuel des prospections, on peut fournir pour dix espèces la répartition suivante sur la Grande Terre :

- *Lemna aequinoctialis* : rivières de la côte Ouest ; au nord de Koumac à Balade ; au centre entre Bourail, Canala et La Foa ;
- *Nymphoides indica* : au nord de Koumac, à Ouégoa et à Néhoué ; au centre entre Ponérihouen, Canala, Moindou et Koné ;
- *Azolla pinnata* : presque partout sauf la plaine des Lacs et le massif ultramafique du Sud entre Thio, Yaté et Plum ;
- *Typha domingensis* : au nord, région de Koumac et Ouégoa ; au centre et sud, de Ponérihouen et Poya à la plaine des Lacs ;
- *Cladium mariscus* : au nord de Koumac et Thiébaghi ; au sud de Bouloupari, à Plum et Yaté ;
- *Marsilea mutica* : presque partout, sauf entre Koné-Touho et Canala-Bourail ;
- *Salvinia auriculata* : au nord, Ouégoa et Koumac ; Témala ; La Foa ;
- *Hydrilla verticillata* : au centre, entre Bourail, Moindou et Canala ; près de Nouméa ;
- *Ludwigia octovalvis* : presque partout ;
- *Eichhornia crassipes* : s'observe un peu partout, surtout dans la région de Bourail et de Boghen.

Comme on peut le constater, la répartition de toutes les espèces pouvant poser des problèmes est désormais connue et pourra être visualisée sur des cartes.

Parmi les plantes qu'il conviendrait d'ores et déjà soit d'éradiquer, lorsque c'est encore possible, soit de contrôler, ou soit de surveiller, on trouve les espèces suivantes :

Eichhornia crassipes est la seule de ces plantes invasives à figurer sur la liste noire de l'UICN des 100 espèces invasives considérées comme des pestes à l'échelon mondial. Il est vrai que cette espèce, originaire du bassin amazonien, pose d'énormes problèmes dans certaines régions en raison de sa capacité de prolifération. Introduite volontairement souvent comme plante ornementale (elle est présente à ce titre dans les bassins du centre Tjibaou) ou d'une manière accidentelle, elle s'est parfaitement adaptée aux régions tropicales. Elle se reproduit végétativement par stolon et produit également d'importantes quantités de graines à durée de vie très longue. Signalée pour la première fois en Afrique dans le delta du Nil, en Afrique du Sud, au Zimbabwe (ex Rhodésie du Sud) dès 1937, elle a colonisé l'Afrique de l'Est et de l'Ouest à partir des années 1950. À l'échelon mondial, elle est signalée dans plus de 50 pays. Elle est abondante à Hawaii, aux Fiji, en Nouvelle-Zélande, en Australie, en Chine, au Vietnam, en Thaïlande, en Malaisie, aux Philippines, etc. Diverses méthodes ont été utilisées pour soit l'éradiquer, soit contrôler son expansion. Parmi elles, figurent l'arrachage, le dragage, parfois par des engins spécialement mis au point pour la récolter, l'usage de pesticides comme au Soudan où malgré d'énormes investissements, cette lutte chimique n'a eu que de faibles effets. Les quelques résultats positifs obtenus en utilisant soit du 2,4-D ou du glyphosate l'ont été dans des secteurs faiblement infestés -sauf en Floride, d'après Simberloff et ses collaborateurs (1997), où le résultat a été spectaculaire sur une population bien établie et dense- et dans des régions climatiquement peu favorables à la croissance de la plante. En lutte biologique, deux charançons, *Neochetina bruchi* et *N. eichhorniae*, et un papillon, *Samoedes albiguttalis*, ont permis dans certains cas un début de contrôle. Un nouveau papillon, *Aegina infusella*, est maintenant testé.

Salvinia auriculata est une fougère aquatique originaire d'Amérique du Sud qui est répandue dans les eaux douces stagnantes des zones tropicales, subtropicales et même dans les régions tempérées chaudes. Elle est présente en Nouvelle Guinée, aux Nouvelles Hébrides, à Hawaii, aux Fiji, en Polynésie française. On peut la considérer comme envahissante à Vanuatu et en Nouvelle-Calédonie. Elle fait partie de la liste des plantes nuisibles dans 3 états d'Australie, dont l'Australie de l'Ouest. Espèce à croissance rapide, hautement compétitive avec les espèces indigènes, *Salvinia auriculata* se disperse aisément soit par l'eau courante, soit par les animaux, ou soit par les bateaux. Elle forme des tapis de végétation dense qui réduisent fortement la lumière ainsi que la teneur en oxygène de l'eau. Elle affecte la qualité de l'eau et contribue à l'altération des zones humides. Sa présence en densité dans les eaux stagnantes affecte la biodiversité en faisant régresser le nombre d'espèces et d'individus de nombreux groupes végétaux et d'animaux parmi lesquels on compte les plantes immergées et les poissons. Il semble que le contrôle chimique soit possible (Parsons and Cuthbertson, 1992) mais le contrôle biologique apparaît de loin comme le plus efficace. Des résultats spectaculaires ont été obtenus grâce à l'utilisation du charançon *Cyrtobagous salviniae*. Une pyrale (lépidoptère), *Samea multiplicalis*, a également été utilisée mais avec un moindre succès.

Pistia stratiotes est une plante flottante en rosette, d'origine inconnue, qui est maintenant une plante pan-tropicale largement répandue dans les lagunes, les lacs, les étangs, les canaux de drainage où elle peut former des tapis très denses. Elle peut aussi être présente dans les rizières et s'enraciner parfois sur les bancs vaseux. Elle est considérée comme responsable du blocage des systèmes d'irrigation, de la création d'habitats favorables aux moustiques et de dégâts causés aux piscicultures. Elle est considérée comme envahissante au nord (de la Chine à l'Indonésie) comme au sud du Pacifique (Nouvelle-Zélande) et, pour l'instant, uniquement dans la partie centrale à Hawaii et Guam. Elle est présente dans de nombreuse autres îles. Elle peut se reproduire par graines mais se dissémine plus facilement par rupture des stolons isolant des individus qui sont véhiculés par l'eau. Très utilisée en aquariophilie, et comme plante ornementale dans les mares et bassins des jardins, elle est facilement dispersée d'un plan d'eau à l'autre par les barques de pêcheurs notamment. Le charançon *Neohydronomous pulchellus*, originaire d'Amérique du Sud, a permis d'une manière substantielle de réduire l'expansion de *P. stratiotes* en Australie et au Zimbabwe. Un lépidoptère, *Samea multiplicalis*, pourrait également être utilisé. Une noctuelle, *Spodoptera pectinicornis*, remplace désormais les herbicides pour lutter contre cette plante en Thaïlande.

Hydrilla verticillata, connue sous le nom d'élodée de Floride, fréquente en général les eaux stagnantes ou les parties lentes des cours d'eau. Elle peut aussi se développer dans les eaux saumâtres. Aux Fiji, où elle est considérée comme invasive, elle forme de véritables tapis dans les canaux et les mares situés au niveau de la mer mais elle est aussi présente en eau douce dans les rivières. On la trouve à Guam, à Hawaii, en Polynésie française, en Australie, ... Elle se dissémine soit par graines, soit par fragments véhiculés par l'eau. Les moyens de contrôle sont soit mécaniques (avec un succès limité et des risques de dissémination de la plante à cause de la fragmentation), soit chimiques, (l'acroline et le fluridone étant utilisés aux USA dans les eaux courantes tandis que, dans les mares et les étangs, la lutte se fait à l'aide de toute une série de pesticides, dont le diquat et le paraquat, capables de tuer rapidement la plante (Parsons and Cuthberson, 1992)). Il est à noter que de telles pratiques sont incompatibles avec la protection de milieux caractérisés par la présence de nombreuses espèces endémiques.

Lemna aequinoctialis est fréquente dans les lacs d'eau douce, les étangs, les canaux et la partie lente des rivières. Elle se propage soit par graines soit par transport de l'ensemble de la plante. Cette espèce s'est répandue dans toutes les régions tropicales et subtropicales du globe où elle est partout très abondante.

Ludwigia octovalvis est une jussie qui peut occuper des situations très différentes selon les régions. À Hawaii, par exemple, on la trouve dans les étangs, les rivières et les canaux entre 0 et 1 050 m mais aussi en forêt humide. Aux Fiji, où elle est présente de 0 à 800 m, on peut la trouver aussi bien dans les cocoteraies que dans les rizières, les champs de cannes à sucre, les pâtures et le long des routes. D'une manière générale, cette plante aquatique s'adapte aux sols humides et peut se développer en altitude (jusqu'à 2 000 m en Nouvelle-Guinée). Elle est largement répandue dans toutes les îles du Pacifique où elle est souvent considérée comme une plante envahissante. Les graines flottantes sont dispersées par l'eau.

Ipomoea aquatica est une plante cultivée pour ses feuilles. Elle s'est répandue dans les rivières, étangs et les champs de taro à Hawaii. Elle se propage par graine et par voie végétative. Cultivée aux Fiji où elle est probablement autochtone, elle l'est aussi en Micronésie ou aux îles Salomon, mais dans de nombreuses îles, elle peut s'échapper des champs pour devenir envahissante. C'est le cas de Guam et de la Polynésie française. Sa vente et sa distribution sont maintenant interdites en Floride. Des tentatives de contrôle ont été faites en utilisant des herbicides (comme le paraquat) qui sont inacceptables dans des secteurs à haute valeur écologique. Aucun contrôle biologique ne semble avoir été mis au point dans les pays où elle est considérée comme allochtone.

Parmi les espèces non encore présentes, mais qui pourraient poser des problèmes, on trouve *Egeria densa* : élodée brésilienne, originaire d'Amérique du Sud, une espèce susceptible de former des tapis très denses faisant disparaître les espèces aquatiquesautochtones des lacs et des rivières. Elle se propage par fragments, mais elle

a été aussi dispersée par l'aquariophilie. Elle est naturalisée à Hawaii dans les étangs et les canaux à courant lent (Wagner et *al*., 1999). En dehors d'Hawaii, elle est connue en Polynésie française ainsi qu'à l'île de Pâques, en Nouvelle-Zélande, et en Australie. Les seules tentatives d'éradication entreprises l'ont été avec le pesticide diquat, ce qui ne peut être envisagé en Nouvelle-Calédonie.

Il faut noter que les six premières plantes décrites, en étant susceptibles d'envahir les lacs, les mares et les rivières, peuvent provoquer une baisse de l'oxygénation et de la lumière, une augmentation de la turbidité et de la sédimentation à cause de la matière organique produite, l'assèchement ou l'eutrophisation des cours d'eau, et l'obstruction des canaux d'irrigation. Dans le cas particulier de la Nouvelle-Calédonie, leur présence dans la partie basse des rivières peut ainsi remettre en cause la possibilité de migration de nombreux poissons endémiques et, à terme, entraîner leur disparition. Il n'en reste pas moins que l'usage des herbicides est à proscrire dans des milieux aussi fragiles. Quant à la lutte biologique, elle ne peut être envisagée qu'après un examen sérieux des conséquences de ce que l'on doit considérer comme de nouvelles introductions.

Espèces animales aquatiques introduites, potentiellement envahissantes

En ce qui concerne les crustacés et les poissons, la plupart des introductions, d'après Keith (2005), ont été réalisées à l'initiative de la Commission du Pacifique Sud (CPS) « *à une époque où l'on pensait que le développement et l'autosuffisance alimentaire passaient par la mise en place d'élevages d'espèces faciles à élever* ». D'autres introductions sont dues à l'initiative de pêcheurs ou d'aquariophiles, les poissons d'aquariophilie en vente libre constituant tous un danger potentiel pour les milieux aquatiques de Nouvelle-Calédonie.

Chez les crustacés, deux espèces d'écrevisses ont été introduites : *Cherax tenuimanus* et *Cherax quadricarinatus.* La première, introduite en 1986, est une espèce originaire d'Australie. Destinée à l'élevage, elle n'a pas résisté aux températures estivales (Marquet et *al*., 2003). L'autre espèce, en provenance du Queensland, a été importée en 1992. Sur les 11 spécimens, 8 sont morts peu après ; les survivants (2 mâles et une femelle) ont été placés dans un abreuvoir à bétail près de Boulouparis. Trois mois plus tard, 740 écrevisses ont pu être repêchées. L'espèce se répand actuellement chez des particuliers qui les élèvent dans de petits réservoirs (Marquet et *al.*, 2003).

Chez les poissons, les espèces qui furent introduites seraient au nombre de 13 (Keith, 2005) : le tilapia du Mozambique *Oreochromis mossambicus*, le *Tilapia zillii*, le *Sarotherodon occidentalis*, le black-bass à grande bouche *Micropterus salmoides*, le gourami perlé *Trichogaster pectoralis*, le dalag *Channa striata*, le guppy *Poecilia reticulata*, la gambusie *Gambusia affinis*, le porte-épée *Xiphophorus hellerii*, le gourami géant *Osphronemus gouramy*, la carpe *Cyprinus carpio*, le carassin doré ou poisson rouge *Carassius auratus,* et la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss*. Les 4 dernières espèces (gourami, carpe, poisson rouge et truite) ne semblent pas s'être acclimatées. La carpe et la truite arc-en-ciel sont considérées par la « *global invasive database* » comme présentes, avec un statut incertain, bien que la dernière soit résolument absente. D'autres espèces introduites semblent avoir disparu. C'est le cas notamment du gambusie originaire du sud des USA et du nord du Mexique. Cette espèce a été introduite dans le monde entier pour lutter contre les moustiques avant de s'apercevoir que ce poisson extrêmement agressif, s'attaquant aux petites espèces de poissons, et en particulier à

leurs fraies, est aussi hôte potentiel d'helminthes parasites transmissibles aux autres espèces de poissons. Cette espèce, introduite à la même époque que le guppy et pour les mêmes raisons, ne serait, semble-t-il, plus présente en Nouvelle-Calédonie (Marquet et *al*. 2003). Il en est de même de *Tilapia zillii,* introduit pour contrôler l'expansion de la végétation aquatique et pour son élevage, et du dalag, un prédateur de poissons, de crustacés et de mollusques qui n'a jamais été retrouvé dans les creeks calédoniens mais qui aurait fréquenté la région de Thio (Marquet et *al*. 2003).

Sur les 13 espèces de poissons introduites, 10 l'ont été avant 1960 et seules six se sont acclimatées et sont largement répandues en Nouvelle-Calédonie. Parmi elles, on trouve :

- le tilapia du Mozambique dont 40 ont été introduits en 1955 en provenance de Manille par H. Van Pel (de la CPS) en vue de l'élevage ;
- le *Sarotherodon,* espèce africaine sans doute introduite par hasard en même temps que l'espèce précédente ;
- le guppy originaire du continent américain, utilisé pour contrôler les larves de moustiques, sans doute introduit par les Américains pendant la deuxième guerre mondiale (Godard et *al.*, 1982), fait qui avait été contesté par Laird (1956), et qui est maintenant acclimaté sur tout le territoire, y compris les îles Loyauté ;
- le porte-épée originaire de golfe du Mexique, acclimaté dans plusieurs rivières de la Grande Terre ;
- le black-bass à grande bouche originaire du continent Nord américain, introduit le 26 juillet 1960 pour le développement de la pêche sportive en eau douce et pour le contrôle des tilapias, qui est actuellement largement répandu dans les lacs du Sud et dont la dissémination continue dans les plans d'eau par l'intermédiaire des pêcheurs ;
- le *Trichogaster pectoralis*, introduit en 1955 dans le cadre de projets aquacoles, présent dans la province Nord et dans le bassin du Diahot.

Ces espèces peuvent présenter un danger pour les espèces indigènes. Ainsi, Lever (1997) constate que le guppy peut s'attaquer aux oeufs d'autres poissons. Il en est de même du porte-épée. L'impact de ces 2 espèces sur les populations des espèces autochtones de Nouvelle-Calédonie n'a pas été entrepris. C'est également le cas pour le tilapia acclimaté et pour le black-bass à grande bouche qui semblent tous deux être à l'origine de la disparition de l'espèce de poisson endémique *Galaxias neocaledonicus* qui, rappelons-le, n'est connu que de Nouvelle-Calédonie. La présence de ces prédateurs dans d'autres milieux, tels que le bas des rivières ou les estuaires, pourrait, par prédation des jeunes stades, mettre en danger les espèces endémiques amphidromes dont les populations ont souvent des effectifs faibles.

À ce propos, il est à noter que le transfert direct de la législation française peut conduire à des absurdités : le black-bass, espèce introduite responsable de la disparition d'une espèce endémique, est l'une des rares espèces de poisson « protégée » de Nouvelle-Calédonie, avec date d'ouverture et de fermeture de la pêche, détermination d'une taille de capture, contrôle par des gardes-pêche, etc., alors qu'aucune des espèces

endémiques ne bénéficie d'une quelconque protection. Il est également intéressant de signaler que, même si pour certaines l'acclimatation n'a pas réussi, parmi les espèces de poissons introduits en Nouvelle-Calédonie, 4 espèces appartiennent à la liste noire de l'UICN des 100 espèces posant de graves problèmes comme espèces envahissantes à l'échelon mondial. Il s'agit de la carpe, de la truite arc-en-ciel, du tilapia du Mozambique et de la gambusie. Enfin, il faut être conscient que certains secteurs commerciaux constituent des lieux à haut risque si aucune surveillance n'est exercée : la vente des *Eichhornia* (jacinthe d'eau) dans les jardineries, leur usage dans des bassins d'ornement - y compris au centre Djibaou - montrent bien comment des espèces dangereuses pour les milieux aquatiques peuvent se disséminer. Il en est de même avec certains vertébrés : la tortue de Floride, si attrayante à l'état juvénile, et que l'on trouve en vente libre dans tous les magasins dédiés à l'aquariophilie, ne présente plus d'intérêt lorsqu'elle est adulte. Pour cette raison, on commence à la trouver dans certains lacs et étangs de Nouvelle-Calédonie où elle pourrait occasionner des dégâts non négligeables sur la faune autochtone. Cette tortue est aujourd'hui interdite d'importation mais reste paradoxalement autorisée à la vente. Il faut également souligner que tous les poissons vendus en animalerie pourraient avoir des impacts importants, en particulier sanitaires, s'ils étaient relâchés dans le milieu naturel.

Les introductions volontaires ou non d'espèces peuvent donc conduire à la disparition d'espèces uniques au monde. C'est bien pour cette raison qu'elles doivent faire l'objet d'un contrôle très strict, quelles que soient les raisons avancées pour ces introductions (Gargominy et *al*., 1996).

Milieux terrestres : le cas de la forêt sèche et du cerf rusa

À la fin de l'Éocène, la flore et la végétation de la Nouvelle-Calédonie subirent des modifications considérables à la suite d'un phénomène géologique majeur : la mise en place progressive d'un feuillet de roches ultrabasiques qui a recouvert une grande partie de l'île (Jaffré, 2003). Réduite par l'altération et l'érosion, ces roches subsistent en massifs discontinus qui constituent les terrains miniers de la grande île. Ces massifs occupent aujourd'hui 5 500 km^2, soit un tiers de la superficie de la Grande Terre. Cet évènement géologique qui a mis en place des roches riches en métaux et excessivement pauvres en éléments nutritifs s'est traduit par la mise en place de substrats peu favorables à la végétation, pauvres en matière organique, et a provoqué la disparition d'une partie notable de la végétation d'origine, en majorité des arbres. En revanche, il a favorisé une spéciation active par radiation adaptative et constitué une barrière écologique qui a limité l'installation d'espèces allochtones pantropicales, « l'aboutissement de ce lent processus conduisant à une végétation d'une remarquable originalité » (Jaffré, 2003). On comprend, dès lors, l'importance qu'occupent ces terrains ultrabasiques dans la mise en place d'une biodiversité néo-calédonienne remarquable à l'échelle mondiale : on recense sur ces terrains miniers 2 145 espèces différentes, dont 81,4 % sont endémiques de la Nouvelle-Calédonie, et dont 35 % sont strictement exclusives de ces sols ultramafiques. Il en résulte que, dans la globalité, la flore de Nouvelle-Calédonie comprend un nombre exceptionnel d'espèces indigènes. Malheureusement, depuis quelques siècles, elles sont de plus en plus concurrencées par un nombre important d'espèces introduites, estimées à environ 1 600 espèces par MacKee (1994).

Actuellement, la Nouvelle-Calédonie est caractérisée sur la Grande Terre par cinq grands types de formations végétales naturelles ou sub-naturelles :

- les mangroves ;
- la forêt dense humide sempervirente ;
- la forêt sclérophylle, ou forêt sèche ;
- les maquis de basse et moyenne altitude (jusqu'à 850 - 900 m d'altitude) ;
- les maquis d'altitude.

Toutes ces formations présentent un très grand intérêt mais il faut reconnaître que, malgré la faible densité de la population humaine, les écosystèmes néo-calédoniens ont subi, comme beaucoup d'autres milieux insulaires, d'importants dégâts. Le territoire est même cité par Myers comme l'un des dix points chauds de la déforestation tropicale (Myers et *al*., 2000). La conversion de terres pour l'élevage et les incendies ont joué un rôle important dans la dégradation des formations végétales les plus caractéristiques. Depuis la fin du XIXe siècle, l'exploitation minière s'y est ajoutée : le décapage du sol qu'elle entraîne et l'érosion qui en découle ont fortement affecté les maquis et les forêts denses. À tous ces facteurs s'ajoutent également les introductions volontaires ou non d'espèces végétales et animales dont certaines ont pu devenir envahissantes, notamment parce que la dégradation des écosystèmes leur offrait des opportunités d'installation (plantes d'espace ouvert notamment) et de prolifération. Certaines de ces espèces sont d'introduction ancienne. Avant même l'arrivée des Européens, des introductions d'espèces végétales ont été effectuées par les Mélanésiens à des fins médicinales, alimentaires ou tout simplement ornementales. Les espèces introduites par les Européens n'ont pas toutes réussi à s'implanter en raison du climat. D'autres se sont par contre échappées des jardins et figurent désormais dans la végétation de l'île. Certaines espèces posent problème, se multipliant sans qu'il existe de facteurs de contrôle suffisant dans l'écosystème. D'autres composent les végétations secondaires ouvertes de type savane, utilisées comme pâturage par les éleveurs (Toutain, 1998). Parmi ces plantes, certaines ont été introduites pour « l'amélioration » des pâturages, alors que d'autres sont au contraire des adventices de pâturage non consommées par les ruminants domestiques (de Garine-Wichatitsky et *al.*, 2004). On considère actuellement que la quasi-totalité des plantes envahissantes de l'archipel néo-calédonien est trouvée sur la Grande Terre (64 espèces, soit 98%) (Meyer et *al*., 2005). Les animaux domestiques ou non, introduits volontairement ou accidentellement, ont une part de responsabilité importante dans la dégradation des écosystèmes néo-calédoniens. Parmi ces animaux, les mammifères herbivores ont joué un rôle non négligeable dans le recul des végétations primaires. Déforestation, incendies, pâturage par des animaux domestiques, espèces envahissantes végétales ou animales ont particulièrement touché les forêts. La forêt dense humide sempervirente couvre actuellement 21% de la Grande Terre et occupe encore localement des massifs de plusieurs dizaines de milliers d'hectares, bien qu'elle ait perdue 2/3 de sa surface originelle. Elle est remplacée dans ses faciès de dégradation par des savanes arborées et des maquis. Les maquis de basse et moyenne altitude, dont une petite partie seulement serait climacique, constituent désormais le type de végétation le plus répandu. Ils couvrent en effet un quart de la Grande Terre, soit un peu plus que la forêt dense humide sempervirente. La conservation de la biodiversité extrêmement riche en micro-endémisme de ces maquis miniers apparaît comme un des défis à relever d'urgence pour la Nouvelle-Calédonie. La forêt sèche,

quant à elle, a été fortement touchée, ce qui conduit à la considérer comme une des priorités majeures de la Nouvelle-Calédonie dans le domaine de la conservation de son patrimoine naturel, priorité pour laquelle a été engagée depuis 4 ans la plus grande opération de protection d'un écosystème en Nouvelle-Calédonie.

Cette forêt tropicale sèche aurait couvert, il y a environ 3 000 ans, une surface pouvant atteindre les 4 500 km^2 (Jaffré et Veillon, 1991 ; WWF, 2003, 2004) et située sur la côte Ouest de la Grande Terre (entre 20° et 22°de latitude S et entre 164° et 167° de longitude E). Aujourd'hui, il reste moins de 50 km^2 de cette forêt, soit environ 1 % de sa surface primitive. Encore faut-il préciser qu'il s'agit d'une formation composée de 106 sites de forêt relictuelle, eux-mêmes morcelés en plus de 240 fragments souvent de petite taille allant de 1 à 470 hectares et très éparpillés le long d'un gradient NS de plus de 300 km. Le statut actuel de la forêt sèche en Nouvelle-Calédonie confère au pays une mission de conservation d'autant plus évidente que les forêts sèches sont parmi les écosystèmes les plus menacés au monde. Par ailleurs, les particularités de la forêt sèche néo-calédonienne, constituée de plus de 456 espèces végétales parmi lesquelles figurent 262 endémiques (Jaffré et *al*., 2001), placent la Nouvelle-Calédonie devant une responsabilité internationale dans le domaine de la biodiversité mondiale. Cette écorégion « forêt tropicale sèche » est en effet l'une des 238 écorégions prioritaires au niveau mondial pour la conservation (WWF, 2004). Cela doit conduire non seulement à pratiquer une politique de maintien de cette forêt exceptionnelle mais aussi à la restaurer.

Les massifs forestiers reliques occupent le plus souvent des propriétés privées appartenant à des éleveurs. La côte Ouest est en effet marquée par l'élevage d'animaux domestiques « classiques », dont les bovins et les chevaux. C'est la principale activité des Calédoniens d'origine européenne dont les exploitations de type extensif sont dénommées « stations ». Il est important de souligner que les surfaces de pâturage représentent 93% de la surface agricole de la grande île. Elles ont été aménagées soit à partir de formations boisées défrichées, soit sur savanes « naturelles ». Le cheptel bovin s'est constitué dès 1853 par arrivages successifs qui ont accompagné la colonisation européenne (Dubois, 1984). Les premiers éleveurs, d'origine anglo-saxonne, introduisirent les premiers effectifs importants de bovins à partir de l'Australie. En 1999, le cheptel était estimé à 120 000 têtes (Schwartz, 1999). Il s'agit de la principale source de revenus agricoles du territoire. Au niveau des pâturages, les charges sont parfois élevées, avec en moyenne 0,5 à 1 tête/ha. Cet élevage est complété par celui de chevaux dont le nombre était estimé à 11 000 en 1999.

L'impact de ces grands herbivores domestiques, bovins et équins, n'a pas été évalué précisément mais il doit être beaucoup plus important que l'on ne le pense si l'on prend en compte les difficultés de régénération de certaines espèces végétales indigènes, incapables de résister au broutage et au piétinement. Il est certain que l'analyse des rapports formations autochtones / formations secondaires dues au pâturage aurait été fort utile. Il en est de même de l'évaluation du degré « d'invasion » des plantes fortement colonisatrices et notamment celle des plantes exotiques, introduites volontairement ou non, et de leur relation avec l'intensité du pâturage. Des travaux menés par l'IAC sont en cours sur ce thème.

Ce que l'on sait par ailleurs, c'est que cette modification importante d'une grande partie de l'île par l'élevage classique est accentuée par l'introduction d'autres

mammifères domestiques dont beaucoup sont redevenus sauvages (espèces ferales). C'est le cas notamment d'un certain nombre de caprins dont beaucoup se sont « ensauvagés » ; c'est aussi celui des cochons sauvages (*Sus scrofa domestica*), descendant probablement d'animaux introduits par des navigateurs (dont James Cook) à la fin du XVIIIe siècle, qui ont colonisé la Grande Terre et les îles Loyauté. Leurs dégâts sont nombreux, tant au niveau des cultures vivrières que des plantes indigènes. L'inconvénient de ces cochons sauvages par rapport aux mammifères précédents est qu'ils constituent également une menace pour certaines espèces animales, parmi lesquelles figurent des espèces endémiques comme le cagou dont ils peuvent détruire les pontes, ou certains reptiles ou même des invertébrés dont quelques espèces de mollusques (Bulimes, etc.).

Parmi les mammifères introduits volontairement figurent également deux lagomorphes : le lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*) et des *Sylvilagus sp*. ainsi qu'un grand herbivore, le cerf rusa (*Cervus timorensis russa*). C'est, semble-t-il, cette espèce introduite qui actuellement pose le plus de problème à ceux qui tentent de maintenir et de restaurer la forêt sèche.

Le cerf rusa, une espèce au statut ambigu

Le cerf rusa, appelé aussi rusa ou cerf de Java, est originaire d'Indonésie. Cerf dominant dans tout l'archipel indo-pacifique, il était un candidat tout trouvé pour coloniser une île caractérisée par l'absence de vertébrés herbivores sauvages. Introduit en Nouvelle-Calédonie en 1870 avec seulement 12 individus, le cerf rusa a en quelques dizaines d'années envahi la presque totalité de la Grande Terre. Parmi les raisons invoquées pour expliquer l'extension de cette espèce, sont souvent mis en avant la faculté d'adaptation de l'espèce, un contexte écologique favorable, l'absence d'obstacles naturels mais aussi l'absence de prédateurs, et de très bonnes conditions sanitaires (Desvals et *al*., 1992). Le nombre de cerfs présents sur la Grande Terre était estimé entre 100 000 et 120 000 têtes environ dans les années 1990 (Chardonnet et Lartigues, 1992). L'espèce a été considérée comme envahissante à cause de la densité d'individus atteinte dans certaines zones où elle dépasserait les 350 individus par km^2 alors qu'on estime comme forte une densité de 20 têtes par km^2 (0,2 tête à l'hectare).

Le statut de cette espèce est ambigu pour plusieurs raisons :

- La relative ancienneté de son introduction (1870) et sa présence sur l'ensemble de la Grande Terre lui confère un véritable statut d'espèce indigène. En effet, même s'il n'a pas encore acquis une valeur sacrée et ne fait pas partie des représentations symboliques du monde mélanésien, le cerf rusa est aujourd'hui partie intégrante de la culture néo-calédonienne. Il est même l'un des animaux emblématiques du territoire aux côtés d'espèces endémiques comme le notou (*Ducula goliath)*, le cagou (*Rhynocetos jubatus*) ou la perruche d'Ouvéa (*Eunymphicus cornatus uveaensis*). C'est ainsi que l'image du cerf apparait aussi bien sur le blason de communes que sur les billets de banque, les timbres-poste, les cartes postales, les boites d'allumettes, les tee-shirts, etc. Au titre d'animal sauvage « indigène », le cerf est considéré comme un animal de chasse (Schwartz, 1999).
- Parallèlement, il pourrait être crédité du statut d'animal « domestique ». Son élevage s'est en effet développé vers le milieu des années 1980 avec la mise

en place d'une législation permettant le développement d'une filière *Cervidae* (Le Bel, 1993). En 1998 (Le Bel *et al.*, 1999), on comptait 12 000 individus répartis dans une trentaine de fermes produisant 211 tonnes de venaison exportée vers l'Union européenne. Animal grégaire, sa nourriture est composée d'herbes, de feuilles et de fruits. Son comportement de paisseur mixte lui permet de valoriser aussi bien les zones de parcours embuissonnées que les pâturages améliorés (Corniaux *et al.*, 1997). Il présente ainsi de nombreuses qualités pour les éleveurs même s'il ne représente que moins de 1 % des cerfs élevés dans le monde (Maudet, 1998).

– Il représente également un apport protéinique important pour les populations rurales qui le chassent tout au long de l'année. Une restriction de la vente des balles limite aujourd'hui la capacité des chasseurs à réguler les populations de ce cerf.

– Compte tenu des densités atteintes *in natura*, ce cerf peut être considéré comme une espèce envahissante participant au façonnage et à la transformation des paysages et jouant un rôle significatif dans la dégradation de la biodiversité, notamment dans des régions comme celle de la côte Ouest (Le Bel, 1999).

Pour de nombreux auteurs, l'introduction des cerfs a contribué d'une manière significative au recul des végétations primaires de la Grande Terre et tout particulièrement de la forêt sèche. En effet, l'étude par radio-pistage de son comportement spatial (de Garine-Wichatitsky et *al.*, 2004) révèle des déplacements limités et une fidélité au site remarquable ainsi qu'une fréquentation préférentielle des zones de forêts sèches (comparativement, les bovins effectuent des déplacements plus importants et fréquentent plus rarement ce qui reste de forêt sèche). L'abroutissement excessif que le cerf opère entraîne par endroit une modification des faciès de végétation ce qui, avec le piétinement, a pour conséquence, entre autres, la disparition du sous-bois de la forêt sclérophylle. L'enquête menée par de Garine-Wichatitsky et ses collaborateurs (2004) sur 12 sites de forêts sèches *sensu stricto* a permis de relever les impacts provoqués par les activités de ces ruminants (abroutissement, frottis, etc.). L'analyse de la fréquence de consommation de 103 taxons n'indique pas de différences significatives en fonction du type biologique des plantes (graminées / herbacées / ligneux) ou de leur statut (endémique / indigène / introduite), ce qui confirme la stratégie opportuniste de cette espèce introduite. Toutefois, il faut considérer que parmi les espèces endémiques de la forêt sèche, classées comme menacées par l'UICN, 7 espèces seraient directement menacées par le cerf alors que 4 espèces ne semblent pas subir d'impact sérieux.

Selon une étude, la résistance au broutage de certaines plantes allochtones peut aboutir à la formation de faciès monospécifiques ou à la disparition locale de certaines espèces de la forêt sclérophylle, tel le faciès à *Homalium deplanchei* dans le secteur de Dèva à Bourail (Jaffré et *al.*, 1998). Dans cette même région, le cerf rusa est par ailleurs suspecté de favoriser l'extension de certaines adventices comme le goyavier (*Psidium guajava*) et le lantana (*Lantana camara*). L'action conjointe du cerf et d'une autre espèce introduite, le lapin (*Oryctolagus cuniculus*), aurait même contribué à la quasi-extinction d'un petit arbre de la forêt sclérophylle, *Pittosporum tanianum* (Gargominy et *al.*, 1996), déclaré éteint en 1994 et redécouvert en 2002.

Il ressort de l'ensemble des recherches consacrées aux interactions cerf rusa / forêt sèche que :

- L'omniprésence du cerf à l'intérieur ou à proximité des lambeaux encore existants de forêt sèche ne permet pas d'envisager son éradication de l'ensemble de la Grande Terre. Une telle proposition rencontrerait d'ailleurs une très forte opposition de la part des populations locales. Le cerf fait en effet partie intégrante de la vie des Calédoniens. Il est l'animal le plus chassé du territoire (de Garine, 2002) et constitue un apport protéinique non négligeable pour les communautés rurales. Par ailleurs, la filière d'élevage de cerfs dont l'exportation de venaison a représenté 93,7 millions de CFP pratique des captures régulières sur le cheptel sauvage (de Garine-Wichatitsky et *al.*, 2004).
- La solution la plus pragmatique consiste à gérer ce problème à une échelle locale, soit en créant des zones protégées du bétail et des cerfs par des clôtures (comme c'est le cas de la forêt sèche de Mépouirai sud depuis 1994, de Tiéa à Pouembout et plus récemment des forêts de Malhec à Koumak et Beaupré à Poya), soit en gérant localement les populations d'ongulés qui fréquentent les îlots de forêt sèche, en mettant en place par exemple des plans de chasse raisonnée. Les dégâts occasionnés par ce cerf conduisent à empêcher à tout prix son introduction dans les autres îles de l'archipel.

L'état de cette forêt très fragmentée nécessitera à terme d'envisager soit d'améliorer la « qualité » de la matrice dans laquelle sont inclus ces fragments, soit de créer des corridors permettant de mettre en réseau ces systèmes relictuels. Ces corridors devront faire l'objet de véritables « études d'impact » afin de mettre en avant tant les avantages que certains inconvénients, comme l'« aide » à la diffusion d'espèces « non souhaitées ». L'intérêt que présente cette forêt à l'échelon national et mondial, avec un taux d'endémisme de près de 50 %, oblige à mettre au point une stratégie de conservation : les mesures déjà envisagées, où alternent des zones de protections dures avec des zones où seront privilégiés des plans de gestion permettant le contrôle des espèces envahissantes les plus dommageables, constituent une voie intéressante qui semble socialement acceptable. Elle doit être complétée, compte tenu de l'état actuel de cette forêt, par une politique ambitieuse de restauration, telle que celle préconisée par le WWF (2004), initiateur du séminaire « restauration des forêts tropicales sèches de Nouvelle-Calédonie ».

Bibliographie

ALLAIN Y.M., 2000 - *Invasions biologiques et collections*. Hommes et Plantes, 36.

ARBONNIER M., 2000 - *Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest*. Paris, CIRAD, MNHN, UICN, 541 p.

ARNETT R.H., 1983 - *Statut of the taxonomy of the insects of America north of Mexico: a preliminary report prepared for the subcommittee for the insect fauna of North America*. Inédit.

BAKER H.G., 1974 - The Evolution of Weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 1-24.

BLOSSEY B., NÖTZOLD R., 1995 - Evolution of increased competitive ability in invasive non indigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*, 83: 887-889.

BOURRET D., 1979 – « Ethnobotanique = Ethnobotany ». *In* Sautter C. (coord.) : *Atlas de la Nouvelle Calédonie et dépendances*. Orstom, Paris, 3 p.

CARCAILLET C., 1993 – Les plantes allochtones envahissantes de l'archipel Crozet, Océan Austral. *Revue d'écologie*, 48(1) : 3-20.

CHAPIN C.T., BROWN C.J., 2003 - Food web consequences of secondary compounds in invasive plants. Proceedings of the Society of Wetland Scientist: 103.

CHARDONNET P., LARTIGUES A., 1992 - *Gestion de la faune sauvage terrestre vertébrée dans la Province Sud de Nouvelle-calédonie : avis et propositions*. Maisons-Alfort, CIRAD-IEMVT, 150 p.

CHAUVET M., OLIVIER L., 1993 - *La biodiversité, enjeu planétaire*. Paris, Sang de la terre, 415 p.

CLÉMENT G., 2002 - *Éloge des vagabondes ; herbes, arbres et fleurs à la conquête du monde*. Paris, Nil Editions, 199 p.

CORNIAUX C., LE BEL S., SARRAILH J., 1997 - *Shrub palatability to rusa deer (Cervus timorensis russa) in New Caledonia*. XVIIIth IGC, Canada.

CRAWLEY M.J., 1987 – « What makes a community invasible? » In Gray A.J., Crawley M.J., Edwards P.J. (eds): *Colonization, succession and stability*. Oxford, Blackwell Scientific Publications: 429-453.

CRONK Q.C.B., FULLER J.L., 1995 - *Plant invaders: the threat to natural ecosystems.* London, Chapman & Hall, 241 p.

DE GARINE I., 2002 - *Études des aspects socio-culturels de la chasse en Nouvelle-Calédonie*. IAC. Programme Elevage et Faune, Païta, Nouvelle Calédonie. Rapport N° 4-2002 : 1-45

DE GARINE-WICHATISTKY M., SPAGGIARI J., MÉNARD C., 2004 - *Écologie et impacts des ongulés introduits sur la forêt sèche de Nouvelle-Calédonie. Rapport de recherche*. Institut agronomique néo-calédonien, 115 p.

DE KLEMM C., 1996 - *Les introductions d'organismes non indigènes dans le milieu naturel*. Strasbourg, Ed. Conseil de l'Europe, Sauvegarde de la Nature n° 73, 96 p.

DESVALS M., LAMBERT C., LEROUX H., 1992 - Bilan de quatre années de surveillance sanitaire de la population cervine en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'Elevage et de Médecine Vétérinaire de Nouvelle-Calédonie*, 16 : 25-32.

DI CASTRI F., HANSEN A.J., DEBUSSCHE M. (eds.), 1990 - *Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers, Vol. 65. Monographiae Biologicae, 463 p.

DRAKE J.A., MOONEY H.A., DI CASTRI F., GROVES R.H., KRUGER F.J., REJMANEK M., WILLIAMSON M. (Eds.), 1989 - *Biological invasions; a global perspective*. Chichester, John Wiley & Sons, 525 p.

DUBOIS J.P., 1984 - L'élevage bovin en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'Elevage et de Médecine Vétérinaire de Nouvelle-Calédonie*, 2 : 43-58.

DUBOIS P.J., PERENNOU C., 1997 - Protection d'un oiseau menacé, l'érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala*. Ornithos, 4 : 49-53.

ELTON C., 1958 (réed. 2000) – *The Ecology of Invasion by Animals and Plants*. The University of Chicago Press, 196 p.

ERWIN T.L., 1982 - Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Coleopterists Bulletin*, 36: 74-75.

GARGOMINY O., BOUCHET P., PASCAL M., M. JAFFRÉ, TOURNEUR J.-C., 1996 - Conséquences des introductions d'espèces végétales et animales sur la

biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'écologie*, 51(4) : 375-402.

GODARD P., LABOUTE P., SYLLEBRANQUE J.J., 1982 - *L'île la plus proche du Paradis*. Nouméa, Editions d'art Calédoniennes.

GOULLETQUER Ph., BACHELET G., SAURIAU P.G., NOEL P., 2002 – « Open Atlantic coast of Europe - a century of introduced species into french waters ». *In* Leppäkoski E., Gollash S., Olenin S. (eds): *Invasive species of Europe - Distribution, impact and management*. Dordrecht/Boston/London, Kluwer Academic Publishers, 276-290.

GROVES R.H., BURDON J.J. (Eds.), 1986 - *Ecology of biological invasions*. Cambridge, New York, Cambridge University Press, 166 p.

HOBBS R.J., ARICO S., ARONSO J., BARON J.S., BRIDGEWATER P., CRAMER V.A., EPSTEIN P.R., EWEL J.J., KLINK C.A., LUGO A.E., NORTON D., OJIMA D., RICHARDSON D.M., SANDERSON E.W., VALLADARES F., MONTSERRAT V., ZAMORA R., ZOBEL M., 2006 - Novel ecosystem: theorical and management aspect of the new ecological world order. *Global Ecololgy and Biogeography*, 15(1): 1-7.

HOBBS R.J., HUENNEKE L.F., 1992 - Disturbance, diversity and invasion: implication for conservation. *Conservation Biology*, 6(3): 324-327.

JAFFRÉ T., 2003 - Une flore exceptionnelle. *Sciences au Sud, Le Journal de l'IRD,* 20 : 8.

JAFFRÉ T., BOUCHET P., VEILLON J.M., 1998 - Threatened plants of New Caledonia: Is the system of protected areas adequate? *Biodiversity and Conservation*, 7(1) : 109-135

JAFFRÉ T., MORAT P., VEILLON J.M., RIGAULT F., DAGOSTINI G., 2001 - *Composition et caractérisation de la flore indigène de Nouvelle-Calédonie = Composition and characterisation of the native flora of New Caledonia.* IRD Nouméa, No 4, 121 p.

JAFFRÉ T., VEILLON J.M., 1991 - *La forêt sclérophylle de la province Sud de la Nouvelle-Calédonie*. Orstom, Nouméa (NCL), No 6, 93 p., cart. :Carte: 3:1/10.000 h.t., tabl. - (Sciences de la Vie.Botanique.Conventions (NCL))

JAKOBS G., WEBER E., EDWARDS P.J., 2004 - Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (Asteracea) are larger and grow denser than conspecific in the native range. *Diversity and Distributions*, 10(1): 11-19.

KAHN R.P., 1979 - A concept of pest risk analysis. *European and Mediterranean Plant protection Organisation Bulletin,* 9(1): 119-130.

KEITH P., 2005 - Revue des introductions de poissons et de crustacés décapodes d'eau douce en Nouvelle Calédonie. *Revue d'écologie*, 60(1) : 45-55

LAIRD M., 1956 - Studies of mosquitoes and freshwater ecology of the south Pacific. *Bulletin of the Royal Society of New Zealand*, 6: 1-288

LE BEL S., 1993 - *Recherches menées sur les cervidés par le CIRAD-EMVT*. Paris, INRA, 5 p.

LE BEL S., BRESCIA F., BARRÉ N., 1999 - *Étude de la biologie du cerf rusa (*Cervus timorensis russa*) en milieu naturel, base d'un plan de gestion des populations de cervidés sauvages. Étude de cas : la propriété Metzdorf sur la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie.* CIRAD-EMVT, Port-Laguerre, 63 p.

LEVER C., 1997 - *Naturalized fishes of the world*. San Diego, Academic Press, 408 p.

LODGE D.M., 2001 – « Lakes ». *In* Chapin III F.S., Sala O.E., Huber-Samwald E. (ed.): *Global Biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21 st Century.* New York, Springer Verlag : 277-313.

MACKEE H.S., 1994 - *Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie. 2ème Ed.* Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 164 p.

MALECKI R.A., BLOSSEY B., HIGHT S.D., SCHOEDER D., KOK L.T., COULSON J.R., 1993 - Biological control on purple loostrife. *Bioscience* 43(10): 680-686.

MARQUET G., KEITH P., VIGNEUX E., 2003 - *Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle-Calédonie*. Paris, Muséum national d'histoire naturelle, Collection Patrimoines Naturels 58, 282 p.

MARY N.J., 2002 - Spatio-temporal variations in the macroinvertebrate assemblages of New Caledonia streams. *Bulletin francais de la pêche et de la protection des milieux aquatiques*, 364(1) : 197-215.

MAUDET F., 1998 - *Caractérisation génétique des populations de cerfs rusa (Cervus timorensis russa) en élevage à l'île Maurice*. DEA Univ. Rennes 1, doc. multigr.

MCDONALD H.A., KRUGER F.J., FERRAR A.A. (eds.), 1986 - Ecology and management of biological invasions in Southern Africa. Cape Town, Oxford University Press, 324 p.

MCNEELY J.A., MOONEY H.A., NEVILLE L.E., SCHEI P., WAAGE J.K. (eds.), 2001 - *A global strategy on invasive alien species*. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 50 p.

MICHAEL P.W., 1981 - Alien plants. *In* Groves R.H. (ed.): *Australian vegetation*. Cambridge University Press: 44-64.

MOONEY H.A., HOBBS R.J., 2000 - *Invasive species in a changing world.* Washington DC, Island Press, 384 p.

MOONEY H.A., MACK R.N., MCNEELY J.A., NEVILLE L.E., SCHEI P.J., WAAGE J.K. (eds.), 2005 - *Invasive alien species. A new synthesis*. Washington DC., Island Press, 368 p.

MÜLLER S. (coord.), 2004 - *Les plantes invasives en France : état des connaissances et propositions d'actions.* Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 168 p.

MÜLLER S. (coord.), 2004 - *Les plantes invasives en France : état des connaissances et propositions d'actions.* Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 168 p.

MYERS N., MITTERMEIER R.A., MITTERMEIER C.G., DA FONSECA A.B., KENT J., 2000 - Biodiversity hotspot for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853-858.

OWEN S.J., 1988 - *Department of Conservation Strategic Plan for Managing Invasive Weeds*. Wellington, New Zeland, Department of Conservation, 86p.

PARSONS W.T., CUTHBERTSON E.G., 1992 - *Noxious Weeds of Australia*. Melbourne, Australia, Inkata Press, 698 p.

PERRINGS C., WILLIAMSON M., DALMAZZONE S. (eds.) 2000 - *The economics of biological invasions*, Cheltenham, UK, Edward Elgar, 249 p.

PIMENTEL D., 1993 – « Habitat factors in new pest invasions". *In* Kim K.C., McPheron B.A. (Eds.): *Evolution of insects pests: Patterns of variation*. New York, John Wiley & Sons Inc.: 165-181.

PIMENTEL D., ZUNIGA R., MORRISON D., 2005 - Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics,* 52(3): 273-288.

PLANTY-TABACCHI A.M., 1993 - *Invasions des corridors riverains fluviaux par des espèces végétales d'origine étrangère.* Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier-Toulouse III, 176 p.

PRIEUR-RICHARD A.H., LAVOREL S., 2000 - Invasions: the perspective of diverse plant communities. *Austral Ecology*, 25(1): 1-7.

PYSEK P., PRACH K., 1993 - Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to Central Europe. *Journal of Biogeography*, 20(4): 413-420.

PYSEK P., PRACH K., 1995 - Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera*: a century of spreading reconstructed. *Biological conservation*, 74(1): 41-48.

QUEZEL P., BARBERO M., BONIN G., LOISEL R., 1990 – « Recent plant invasions in the circum Mediterranean region ». *In* Di Castri F., Hansen A.J., Debussche M.: *Biological invasions in Europe and the Mediterranean basin*. Dordrecht, Kluwer Academic Publisher: 51-60.

RAMAKRISHNAN P.S. (ed.), 1991 - *Ecology of biological invasion in the tropics*. New Delhi, International Scientific Publications, 195 p.

REJMÁNEK M., 1989 – « Invasibility of plant communities ». *In* Drake J. A., Mooney H. A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger K.J., Rejmanek M., Williamson M. (eds.): *Biological invasions: A global perspective*. Chichester, John Wiley & Sons: 369-388.

RICHARDSON D.M., ALLSOPP N., D'ANTONIO C.M., MILTON S.J., REJMÁNEK M., 2000 - Plant invasions: the role of mutualism. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 75, 65-93.

SAILER R.I., 1983 - « History of insect introductions. *In* Wilson C.L., Graham C.L. (eds.): *Exotic plant pests and North American Agriculture*. New York, Academic press: 15-38.

SAN MARTIN G., ADRIAENS T., HAUTIER L., OTTART N., 2005 - La coccinelle asiatique *Harmonia axyridis*. *Insectes*, 136 : 7-11.

SCHWARTZ T., 1999 - *L'organisation spatiale du cerf rusa (Cervus timorensis russa) en zone de savane à Poya (Nouvelle-Calédonie) : mise en place d'un SIG (système d'information géographique), outil d'aide à la gestion*. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle, Mémoire DEA : Environnement, Temps, Espaces, Sociétés (ETES) : Ecologie, Gestion des milieux, Biodiversité, 97 p.

SHINE C., WILLIAMS N., GÜNDLING L., 2000 - *A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species*. Gland, Switzerland, Cambridge and Bonn, IUCN, 138p.

SIMBERLOFF D., 1986 – « Introduced insect: a biogeographic and systematic perspective ». *In* Mooney H.A. and Drake J.A. (eds.) : *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, New york, Springer-Verlag, 3-26.

SIMBERLOFF D., SCHMITZ D.C., BROWN T.C., (eds), 1997 - *Strangers in paradise: impact and management of non indigenious species in Florida.* Washington, DC, Island Press, 467 p.

SPECHT R.L., 1981 – « Major vegetation formations in Australia ». *In* Keast A. (ed.): *Ecological Biogeography of Australia*. The Hague, Junk: 165-297.

THÉBAUD C., FINZI A.C., AFFRE L., DEBUSSCHE M., ESCARRÉ J., 1996 - Assessing why two introduced *Conyza* differ in their ability to invade Mediterranean old fields. *Ecology*, 77: 791-804.

THÉBAUD C., SIMBERLOFF D., 2001 - Are plants really larger in their introduced ranges? *American naturalist*, 157: 231-236.

TOUTAIN B., 1998 - *Utilisation et avenir des ressources renouvelables dans la Province Nord de Nouvelle-Calédonie*. CIRAD-EMVT, CIRAD-TERA, doc. multigr.

VITOUSEK P.M., 1988 – « Diversity and biological invasions of oceanic islands ». *In* Wilson E.O., Peter F.M. (eds): *Biodiversity*. Washington DC, National Academy of Sciences: 181-189.

VITOUSEK P.M., D'ANTONIO C.M., LOOPE L.L., WESTERBROOKS R., 1996 - Biological

invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84: 468-478.

WAGNER W.L., HERBST D.R., SOHMER S.H., 1999 - *Manual of the flowering plants of Hawai'i. Revised Edition*. Honolulu, University of Hawaii Press and Bishop Museum Press, 1853 p.

WEBER W.J., 1979 - *Health hazards from pigeons, starlings and english sparrows: diseases and parasites associated with pigeons, starlings and english sparrows which affect domestic animals*. Fresno, CA, Thomson Publications, 138 p.

WELLS M.J., POYNTON R.J., BALSINHAS A.A., MUSIL C.F., JOFFE H., VAN HOEPEN E., ABBOTT S.K., 1986 – "The history of introduction of invasive alien plants to southern Africa". *In* Macdonald I.A.W., Kruger F.J., Ferrar A. A. (eds.): *The ecology and management of biological invasions in Southern Africa*. Cape Town, Republic of South Africa, Oxford University Press: 21–35.

WILLIAMS P.A., 1997 - *Ecology and management of invasive weeds*. Wellington, New Zealand, Department of Conservation, Conservation Sciences Publication No. 7, 67 p.

WILLIAMSON M., FITTER A., 1996 - The caracters of succesful invaders. *Biological conservation*, 78(1-2): 163-170.

WITTENBERG R., COCK M.J.W., GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAMME (eds.), 2001 - *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. Oxon, UK, CABI Publishing, 228 p.

WWF, 2003 - *Indicators for mesuring progress towards forest landscape restoration. A framework for WWF's Forests for Life program*. Internal paper, 4 p.

WWF, 2004 - *Recréer des forêts tropicales sèches en Nouvelle-Calédonie : Contribution à une vision pour la restauration*. Rapport scientifique, 27p.

 © IRD, 2006

QUESTION 1

Les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : première évaluation et recommandations de gestion

Jean-Yves MEYER[1], Lloyd L. LOOPE[2],
Andrew SHEPPARD[3], Jérôme MUNZINGER[4], Tanguy JAFFRÉ[4]

[1] Délégation à la Recherche de la Polynésie Française, BP 20981 Papeete, Tahiti , Polynésie Française – Courriel : Jean-yves.meyer@recherche.gov.fr

[2] US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

[3] CSIRO Entomology, GPO Box 1700, Canberra, ACT 2601, Australia – Courriel : Andy.sheppard@csiro.au

[4] IRD, Laboratoire de Botanique, BP A5 - 98848 Nouméa Cédex, Nouvelle-Calédonie - Courriel : Jerome.munzinger@noumea.ird.nc ; jaffre@noumea.ird.fr

Résume étendu

Peu d'ouvrages et d'articles scientifiques ont traité de façon spécifique le problème des espèces végétales envahissantes (ou invasives) dans l'archipel néo-calédonien. Cette étude porte sur les plantes capables d'envahir les milieux naturels (ou primaires) et semi-naturels (ou secondaires), mais concerne également les plantes adventices et rudérales, les « mauvaises herbes » des zones fortement anthropisées (incluant les cultures, pâturages et jardins). Entre 1 410 et 1 570 taxons (espèces, sous-espèces ou variétés) introduits (ou allochtones, étrangers, exotiques) sont répertoriés en Nouvelle-Calédonie, soit environ 30 % de la flore totale de l'archipel (qui comporte 3 260 plantes indigènes ou autochtones). Ils sont majoritairement trouvés sur la Grande Terre (environ 1 294 taxons), puis dans les îles Loyauté (environ 196 taxons) et l'île des Pins (environ 113 taxons). Une analyse révèle que 360 de ces taxons introduits (soit

environ 20 % de la flore introduite) sont naturalisés (c'est-à-dire établis dans la végétation environnante et capable de se reproduire sans l'intervention de l'homme) dans les milieux naturels, semi-naturels et dans les agrosystèmes. Parmi ces taxons introduits, 65 (soit environ 4 % de la flore introduite et 18 % de la flore naturalisée) peuvent être considérés comme des plantes envahissantes en raison de leur extension et de leurs impacts écologiques et/ou socio-économiques. Deux graminées au statut indigène douteux ont été rajoutées dans cette liste des plantes envahissantes. Une comparaison avec 300 plantes envahissantes et mauvaises herbes majeures dans les îles, archipels et régions tropicales et subtropicales du monde montrent que 165 d'entre elles sont présentes en Nouvelle-Calédonie, dont 47 sont considérées comme envahissantes, 66 comme naturalisées, 12 subspontanées et 40 cultivées. Ces 118 dernières espèces peuvent être considérées comme des espèces potentiellement envahissantes (ou espèces envahissantes dormantes) pour l'archipel néo-calédonien. Des fiches descriptives et les méthodes de lutte (manuelle, chimique, biologique) existent déjà pour ces 300 espèces (pouvant servir à une ébauche de « liste noire »).

Toutes les îles de l'archipel néo-calédonien sont touchées, mais la quasi-totalité des plantes envahissantes est trouvée sur la Grande Terre (64 espèces sur 67, soit 98 %) suivi par l'île des Pins (31 espèces, soit 49 %) et les îles Loyauté (17 espèces, soit 30 %). Des petites îles (ou îlots éloignés) comme Walpole, Belep, Leprédour, voire l'île Surprise ne sont pas épargnées avec la présence de quelques espèces envahissantes. Le nombre et la densité d'espèces actuellement naturalisées ainsi que le pourcentage de la flore naturalisée par rapport à la flore totale dans l'archipel néo-calédonien (10 %) semblent très faibles comparés à ceux des îles tropicales océaniques voisines du Pacifique (Hawaii, Polynésie française), de l'océan Indien (la Réunion) ou de la Nouvelle-Zélande (entre 40 et 50 %). Nous pensons qu'il s'agit d'un biais lié au manque d'inventaire récent sur les plantes introduites et naturalisées dans l'archipel néo-calédonien, plutôt que d'une plus grande résistance des milieux (écosystèmes et habitats) naturels aux invasions. En effet, tous les types de milieux naturels néo-calédoniens, incluant les forêts et maquis sur sols ultrabasiques mais qui restent encore relativement préservés, sont actuellement menacés par des plantes introduites. Les perturbations anthropiques (déforestation et défrichements, incendies, exploitation minière, animaux herbivores) favorisent le phénomène d'invasion mais certaines plantes introduites sont capables de pénétrer dans des formations végétales primaires relativement intactes. Le développement économique actuel de la Nouvelle-Calédonie, associé à l'augmentation des échanges avec les pays voisins et entre les îles de l'archipel néo-calédonien, conduira à une augmentation (volontaire ou accidentelle) croissante du nombre de plantes étrangères et donc à un risque plus élevé d'introduction de plantes envahissantes, ou potentiellement envahissantes. Une attention toute particulière doit donc être portée aux espèces envahissantes non encore présentes dans l'archipel néo-calédonien (recommandation d'interdiction d'importation des espèces de la liste noire) mais également à celles présentes mais non encore naturalisées qui sont reconnues comme étant des envahisseurs majeurs dans les autres archipels, îles et pays tropicaux (recommandation d'interdiction de culture et de vente, suivi et éradication précoce de ces espèces envahissantes dormantes). Ceci paraît nécessaire pour la préservation de la biodiversité exceptionnelle de l'archipel néo-calédonien et également pour assurer un développement économique durable en Nouvelle-Calédoni« Invasive species are not just an agricultural issue, not just an environmental issue, they are a development issue » (Baskin, 2002)

 © IRD, 2006

Introduction : cadre et objectifs

Cette étude traite du problème des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes en Nouvelle-Calédonie, collectivité française d'outre-mer, située dans le Pacifique Sud. Il s'agit d'un archipel composé d'une multitude d'îles et îlots dont les principales sont du nord au sud : les Récifs d'Entrecasteaux, les îles Belep, la Grande Terre, l'île des Pins, les îles Loyauté et l'île Walpole (Sautter, 1981). Ces entités insulaires sont de surface et d'altitude variable (allant de 0 m à 1 628 m au Mont Panié), d'âge et d'origine différente (îles continentales ou océaniques) et donc de nature géologique diverse (substrats coralliens, basaltiques, schisteux, sols ultramafiques ou « serpentiniques ») ainsi que de conditions climatiques (précipitation, température, hygrométrie, ventilation, nébulosité) variables liées au relief et à l'exposition aux vents dominants. La première difficulté de cette étude provient donc de la grande diversité des milieux (écosystèmes et habitats) naturels et de leurs communautés végétales associées. La seconde difficulté réside dans la division administrative de la Grande Terre en deux provinces distinctes (province Nord, province Sud) qui ne correspond à aucune différenciation géographique, ni écologique ou floristique.

La définition de « plante envahissante », ou « plante invasive », (Muller, 2004) adoptée dans cette étude est celle retenue par les commanditaires de l'expertise collégiale (Voir Synthèse, Annexe 1), soit « *toute espèce exogène (allochtone, exotique, importée) dont l'introduction volontaire ou fortuite, mais surtout la prolifération dans des milieux naturels ou semi-naturels provoque ou est susceptible de provoquer des nuisances dans l'archipel néo-calédonien* ». Par « milieux semi-naturels », les commanditaires ont souhaité inclure non seulement les formations végétales secondaires (ou faciès de dégradation des formations primaires) mais également les agro-écosystèmes (ou agrosystèmes), c'est-à-dire des zones fortement anthropisées, profondément modifiées par l'homme. Nous avons donc inclus dans cette étude les plantes adventices, ou mauvaises herbes des cultures et des pâturages (*agricultural weeds*), et rudérales (des anciennes cultures abandonnées, lieux incultes, terrains vagues, décombres, remblais, bords de routes, de chemins et de sentiers), ainsi que les mauvaises herbes des jardins et des pelouses.

Cette définition diffère de celle proposée il y a une dizaine d'année par Cronk et Fuller (1995) dans leur ouvrage de référence « *Plant Invaders* » : « *an alien plant spreading naturally (without the direct assistance of people) in natural and semi-natural habitats, to produce a significant change in terms of composition, structure and ecosystem processes* ». Elle exclut volontairement les plantes des zones fortement perturbées par l'homme, notamment les mauvaises herbes, rudérales et adventices : « *the definition is intended to draw a clear line between the « invasive plants » considered here and plants invading highly disturbed man-made or agricultural habitats (ruderals and weeds)* ». Elle diffère également de celle adoptée par l'Union internationale pour la conservation de la nature : « *an alien species which becomes established in natural or semi-natural ecosystems or habitat, is an agent of change, and threatens native biological diversity* » (IUCN, 2000) où « l'écosystème semi-naturel » signifie un écosystème qui a été altéré par l'homme mais qui retient des éléments indigènes significatifs.

Elle se rapproche néanmoins de la définition d'espèce étrangère envahissante (*invasive alien species*) adoptée par le Programme environnement des Nations unies et la Convention de la diversité biologique : « *espèce étrangère dont l'introduction et l'extension menace les écosystèmes, les habitats et les espèces, avec des dommages socio-culturels, économiques et/ou environnementaux, et/ou préjudiciable à la santé humaine* » (UNEP/CBD, 2002) qui ne précise pas la nature des écosystèmes et des habitats menacés (qui peuvent être naturels, semi-naturels ou anthropisés).

La deuxième originalité de cette étude est le souhait des commanditaires de s'intéresser non seulement aux plantes actuellement envahissantes en Nouvelle-Calédonie mais aussi aux espèces **potentiellement envahissantes** (*potential* ou *incipient invasive species*) qu'elles soient déjà présentes ou encore absentes dans l'archipel néo-calédonien. Les « espèces envahissantes dormantes » (*sleeper weed*, voir Grice et Ainsworth, 2003), ou espèces « en phase de latence » (*lag phase,* voir Ewel, 1986), sont des plantes qui ne manifestent pas de caractère envahissant à l'heure actuelle mais qui pourraient le devenir dans un futur proche car elles sont reconnues comme étant des plantes particulièrement envahissantes ailleurs dans le monde, dans des conditions écologiques et climatiques comparables. Ces espèces peuvent donc manifester une explosion démographique dans un futur proche et constituent de véritables bombes à retardement (*time bombs*).

Ce principe de précaution est retrouvé dans la définition d'espèce envahissante inscrite dans la réglementation américaine : « *an alien species whose introduction does or* ***is likely*** *to cause economic or environmental harm or harm to human health* » (*The White House*, 1999), dans celle des espèces appartenant à la classe 1 du « *Land Protection Act* » voté dans la région du Queensland (Australie) en 2002 : « ***not generally established*** *in Queensland and has* ***potential*** *to cause adverse economic, environmental or social impact* », ou encore dans celle « d'espèces menaçant la biodiversité » de la réglementation relative à la protection de la nature en vigueur en Polynésie française depuis 1995 : « *espèces déjà présentes sur le territoire dont le développement présente une menace actuelle* ***ou potentielle*** *pour la biodiversité* » (Anonyme, 2004).

Bien que les commanditaires aient voulu restreindre cette étude aux espèces exogènes, c'est-à-dire allochtones, exotiques, ou importées, nous nous sommes intéressés à quelques espèces végétales indigènes, ou autochtones, (*native species*) au statut indigène douteux ayant des impacts écologiques et/ou socio-économiques avérés ou potentiels en Nouvelle-Calédonie. Certaines plantes indigènes sont également considérées comme des espèces envahissantes si elles affectent des sites d'importance naturelle en Nouvelle-Zélande (*Department of Conservation*, 1998). Le problème de l'indigénat de certaines plantes dans les îles du Pacifique, et plus particulièrement en Nouvelle-Calédonie, est lié à une occupation humaine ancienne (il y a 3 500 à 4 500 ans). Un certain nombre d'espèces pantropicales ou cosmopolites, notamment des mauvaises herbes des cultures (de graminées, par exemple) ont un statut indigène douteux car elles pourraient avoir été introduites volontairement ou accidentellement par les premiers Mélanésiens. Les introductions européennes récentes (des 300 dernières années) sont mieux documentées que les introductions pré-européennes dites aborigènes (*aboriginal introductions)*. Ces espèces au statut douteux rentrent dans la catégorie des espèces dites cryptogéniques (*cryptogenic species*) (Carlton, 1996).

Un exemple de plante au statut indigène douteux est le « faux-gaiac » *Acacia spirorbis* subsp. *spirorbis* (légumineuse), un arbuste à petit arbre commun en Nouvelle-Calédonie et très proche de l'espèce australienne *Acacia solandri*. Dans la dernière flore d'Australie publiée (*Australian Biological Resources Study*, 2001), *Acacia solandri* est d'ailleurs traitée comme une sous-espèce d'*Acacia spirorbis* (*Acacia spirorbis* subsp. *solandri*) (K. Wilson, National Herbarium de New South Wales, Royal Botanic Gardens, Sydney, communication personnelle, 1er juillet 2005).

Les principaux objectifs de cette étude sont :

1) de dresser un état actuel des connaissances sur les plantes envahissantes et les mauvaises herbes dans l'archipel néo-calédonien ;

2) d'essayer de hiérarchiser ces plantes envahissantes en fonction de leurs impacts écologiques et socio-économiques ;

3) d'identifier les plantes potentiellement envahissantes présentes dans l'archipel néo-calédonien (« espèces envahissantes dormantes ») et celles encore absentes de Nouvelle-Calédonie mais connues pour causer des dégâts importants dans les îles, archipels et régions tropicales et subtropicales du Pacifique et de l'Océan Indien ;

4) de proposer des recommandations de gestion de ces espèces envahissantes et potentiellement envahissantes en tenant compte des spécificités calédoniennes.

L'objectif de cette étude n'est pas de fournir des fiches descriptives des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes en Nouvelle-Calédonie ou ailleurs dans le monde, ni de détailler les différentes méthodes de lutte qui existent. Ces données (ainsi que de nombreuses illustrations) pour la grande majorité des espèces citées dans cette étude sont disponibles dans la bibliographie et sur des sites Internet spécialisés. Une simple recherche à partir du nom scientifique (en latin) de la plante sur un moteur de recherche classique permet d'accéder rapidement à ce type de données.

Méthode

État et analyse des connaissances sur les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes présentes dans l'archipel néo-calédonien

Relativement peu d'ouvrages et d'articles scientifiques publiés traitent de façon spécifique des plantes envahissantes dans l'archipel néo-calédonien. La plupart portent sur les adventices des cultures et des pâturages et des rudérales, appelées mauvaises herbes (*weeds*). Ces espèces nécessitent une perturbation d'origine anthropique (directe ou indirecte via l'activité d'animaux herbivores, par exemple) pour se développer et se maintenir. Cette perturbation peut être d'intensité et de durée faibles (comme une trouée dans une forêt naturelle) mais la majorité des mauvaises herbes dépendent d'une perturbation forte et constante et ne se maintiennent pas quand celle-ci disparaît (elle sont également appelées « *casual* » ou « *transient species* »). Des mauvaises herbes de zones anthropisées peuvent ainsi devenir des envahisseurs de milieux naturels si le régime de perturbation le permet.

Le département de conservation du gouvernement néo-zélandais (*Department of Conservation* ou DOC) utilise le terme d'« *ecological weed* » ou « *invasive weed* » pour définir « *des plantes qui peuvent affecter de façon significative la survie des espèces indigènes, l'intégrité et la durabilité des communautés naturelles ou la variation génétique à l'intérieur des espèces indigènes* » (Owen, 1988), c'est-à-dire des plantes envahissantes dans les milieux naturels. Les Parcs nationaux australiens et le CSIRO (*Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*) utilisent le terme d'« *environmental weed* » pour désigner « *des espèces qui envahissent des communautés ou des écosystèmes naturels, qui sont indésirables sur un plan écologique mais pas nécessairement sur le plan économique* ». Le terme de « *community weeds* » est également utilisé dans les régions du Sud de l'Australie pour désigner des espèces constituent une nuisance publique dans les écosystèmes naturels et les agrosystèmes.

Afin de dresser la liste des plantes introduites, naturalisées et envahissantes (incluant les mauvaises herbes) dans l'archipel néo-calédonien, nous avons consulté la majorité des ouvrages et articles publiés jusqu'en 2005 (Annexe 1) ou non publiés, la « littérature grise », dont la base de données sur la flore de la Nouvelle-Calédonie de l'herbier de Nouméa (Annexe 2). Ces données ont été complétées par des communications personnelles d'experts locaux et des observations personnelles (Annexe 3).

Comparaison avec les plantes envahissantes dans d'autres îles, archipels et régions tropicales et subtropicales des océans Pacifique et Indien

La Nouvelle-Calédonie, située juste au nord du tropique du Capricorne dans le courant des alizés, jouit d'un climat tropical océanique, relativement tempéré (Anonyme, 1981). Afin de comparer la situation des espèces végétales envahissantes dans l'archipel néo-calédonien avec d'autres îles, archipels et régions tropicales et subtropicales, et d'identifier les plantes potentiellement envahissantes déjà présentes ou encore absentes de Nouvelle-Calédonie, nous avons dressé une liste des principales plantes envahissantes et des mauvaises herbes dans des régions aux conditions écologiques et climatiques similaires, c'est-à-dire appartenant à la **ceinture inter-tropicale**.

Le meilleur indice prédictif de la capacité d'une espèce végétale à envahir une région, ou « invasivité », est son histoire comme plante envahissante ailleurs dans le monde, ce qui permet de constituer la base des systèmes de détection précoce de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), du Programme mondial sur les espèces envahissantes (*Global Invasive Species Program* ou GISP) (Reichard et Hamilton, 1997) ou du Département de Conservation de la Nouvelle-Zélande (1998). C'est également un paramètre classiquement utilisé dans les systèmes d'évaluation des risques (*Weed Risk Assessment Systems*) (Meyer et Lavergne, 2004), notamment ceux d'Australie, de Nouvelle-Zélande et de Hawaii.

Pour cela, les ouvrages et articles scientifiques, rapports techniques et thèses de doctorat récemment publiés (c'est-à-dire durant les 25 dernières années, entre 1980 et 2005) contenant des listes de plantes envahissantes et de mauvaises herbes dans les îles et archipels du Pacifique (Annexe 4), de l'océan Indien (Annexe 5), des régions tropicales et subtropicales de l'Australie (principalement la région du Queensland,

notamment les « *Wet Tropics* » ; Annexe 6) et dans d'autres îles tropicales et subtropicales du monde (Annexe 7) ont été consultés, ainsi que certains sites Internet spécialisés. Nous avons sélectionné les espèces considérées comme majeures ou dominantes par les auteurs de ces ouvrages, ou celles appartenant à des listes nationales ou régionales d'espèces nuisibles (*noxious species*) ou de pestes végétales (*plant pests*).

En raison de l'existence d'une zone montagneuse sur la Grande Terre (avec 5 sommets dépassant 1 500 m d'altitude) et des températures fraîches qui y sont rencontrées (diminution de 0,5° à 0,8°C tous les 100 m, soit une température inférieure de 7,5° à 12° C par rapport au niveau de la mer), certaines espèces capables d'envahir les zones de végétation de haute altitude (notamment la zone subalpine) dans les îles tropicales comme Hawaii, la Réunion ou Tahiti ont été incluses dans cette étude, ainsi que certaines plantes envahissantes et mauvaises herbes de Nouvelle-Zélande (celles de climat subtempéré ; Annexe 6). De même, en raison de l'existence de zones xérophiles où la pluviométrie est inférieure à 1 000-1 100 mm / an en Nouvelle-Calédonie (Sautter, 1981), des espèces des zones semi-arides ont été incluses dans la liste.

Cette liste n'est en aucun cas exhaustive, ni définitive et dépend des données bibliographiques disponibles que nous avons consultées, mais également de l'expérience de terrain et des observations et jugements personnels des auteurs de cette étude (J.-Y. Meyer en Polynésie française et dans les îles du Pacifique Sud, L. Loope à Hawaii et A. Sheppard en Australie).

Les informations sur les plantes envahissantes sont très hétérogènes et inégalement réparties à l'échelle du globe. Les îles des régions indo-pacifiques sont bien connues alors que les données sont pauvres ou inexistantes et/ou difficilement accessibles dans certaines régions d'Afrique, d'Asie et d'Amérique du Sud.

Résultats

Plantes introduites, naturalisées et envahissantes présentes dans l'archipel néo-calédonien

Nombre et liste des espèces

Le dépouillement de l'ouvrage de MacKee (1994), dernier ouvrage en date consacré aux plantes introduites et cultivées de l'archipel néo-calédonien, et basé principalement sur les échantillons d'herbiers récoltés par l'auteur lui-même et d'autres collecteurs, donne les chiffres suivants : **1 412 taxons** (espèces, sous-espèces, variétés et cultivars) dont 708 cultivés (CULT), 170 cultivés ou spontanés (CULT, SPONT), 87 spontanés (SPONT), et 447 sans statut donné par l'auteur. L'analyse des commentaires et remarques de l'auteur et des collecteurs permet de préciser, dans la majorité des cas (1 214 sur 1 412 taxons, soit 86 % des cas), s'il s'agit d'espèces **cultivées** (non spontanées, ni naturalisées), **subspontanées** (spontanées rares), **naturalisées** (spontanées communes), incluant les espèces au statut indigène douteux et la majorité des mauvaises herbes (adventices, messicoles, rudérales), ou d'espèces naturalisées **envahissantes définies suivant les termes suivants :** « *abondamment naturalisées* »,

« *très abondantes* », « *largement répandues* », « *envahissantes* », « *superficies importantes* », « *peuplements denses* », ou présentant des tendances à l'envahissement : « *se dispersent très rapidement* » (**Tableau 1**).

Nous avons interprété le statut de 41 taxons sans statut apparent comme étant des espèces **probablement naturalisées** (« Nat ? ») car elles sont connues pour être des mauvaises herbes pantropicales, et celui de 223 taxons sans statut comme étant majoritairement des plantes cultivées (« Cult ? »). Il est cependant possible que cette dernière catégorie contiennent des plantes subspontanées, voire quelques espèces naturalisées. Les tableaux et figures proposés dans cette étude ne sont donc pas définitifs et pourront être modifiés en fonction des connaissances qui seront acquises en Nouvelle-Calédonie.

Notre analyse (**Tableau 2** et **Figure 1**) révèle que **360** de ces taxons sont **naturalisés** (établis dans la végétation environnante et se reproduisant sans l'intervention de l'homme) dans les milieux naturels et les agrosystèmes (soit environ 25 % de la flore introduite), parmi lesquels **64** taxons (soit environ 4 % de la flore introduite et 18 % de la flore naturalisée) peuvent être considérés comme **envahissants** en raison de leur extension et de leurs impacts écologiques et/ou socio-économiques. Le nombre d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie est supérieur à 64 dans la mesure où il y a plusieurs espèces appartenant au genre *Opuntia* qui sont envahissantes. Si l'on inclus les espèces subspontanées, le nombre total de plantes naturalisées avoisine les **500** espèces. Il reste très inférieur à celui de 772 espèces citées comme « *établies à l'état spontané* » dans la synthèse effectuée par Gargominy et ses collaborateurs (1996).

Il faut signaler l'absence de ptéridophytes (fougères) introduites dans toutes les listes, bases de données, articles et rapports concernant la flore secondaire de la Nouvelle-Calédonie. Or, nous avons observé la fougère *Pityrogramma calomelanos* naturalisée au Pic des Pins et aux Chutes de la Madeleine, *Pteris ensiformis* en culture (à la Station de recherche maraîchère et d'horticulture de l'IAC), et la fougère arborescente *Cyathea* (*Alsophila*) *cooperi* en vente à Nouméa chez un pépiniériste (J.-Y. Meyer, observation personnelle, 2005).

Tableau 1 : Statut révisé des plantes introduites présentes en Nouvelle-Calédonie

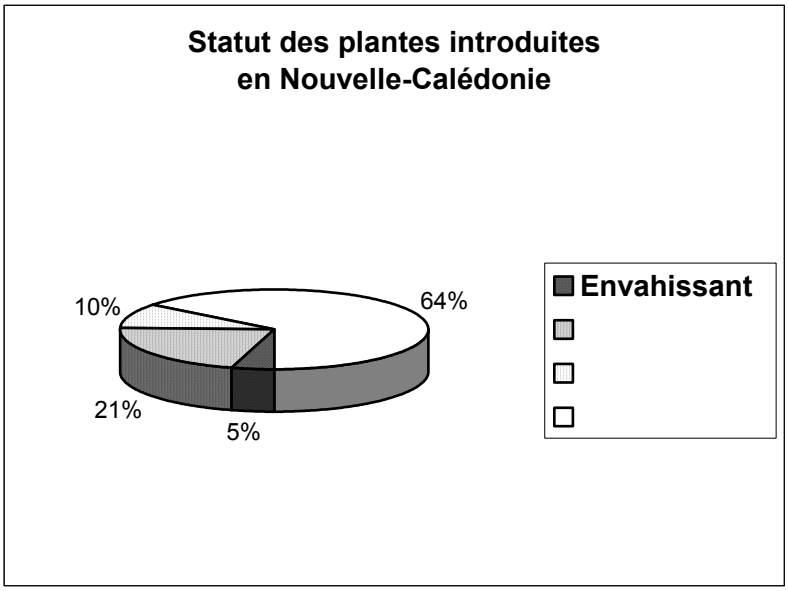
Cult = Cultivé
Env = Envahissant
Nat = Naturalisé
Subspont = Subspontané
Nat ? = probablement naturalisé
Cult ? = probablement cultivé

Statut (d'après MacKee, 1994)	Statut révisé	Nombre de taxons
SPONT	Env	9
SPONT	Nat	21
SPONT	Subspont	57
CULT, SPONT	Env	19
CULT, SPONT	Nat	67
CULT, SPONT	Subspont	84
CULT	Env	3
CULT	Nat	17
CULT	Cult	688
sans statut	Env	33
sans statut	Nat	150
sans statut	Nat ?	41
sans statut	Cult ?	223
Total		1412

Tableau 2 : Nombre et pourcentage d'espèces en fonction de leur statut (modifié, d'après MacKee, 1994)

Statut révisé	Envahissant	Naturalisé	Subspontané	Cultivé	Total
Nombre	64	296	141	911	1412
% de la flore introduite	4 %	21 %	10 %	65 %	100 %

Figure 1 : Répartition des taxons introduits en Nouvelle-Calédonie en fonction de leur statut(modifié, d'après MacKee, 1994)



Trois espèces ont été rajoutées dans la liste des plantes envahissantes dans l'archipel néo-calédonien (Tableau 3) : les deux graminées au statut indigène douteux *Heteropogon contortus* et *Imperata cylindrica*, mauvaises herbes pantropicales (ou cosmopolites), et le pin des Caraïbes *Pinus caribaea* var. *hondurensis*.

– Le pin des Caraïbes, ainsi que d'autres espèces de Pinus plantés en Nouvelle-Calédonie depuis 1959 (Crémière et Ehrhart, 1990), n'étaient pas considérés comme naturalisés par MacKee (1985, 1994) qui indiquait néanmoins qu'ils « se ressèment, parfois copieusement, à l'intérieur et à proximité des plantations mais ne semblent pas jusqu'à présent se répandre ailleurs ». L'étude de Le Mire Pecheux (1996) a démontré la naturalisation effective et l'impact sur la flore endémique du pin des Caraïbes en Nouvelle-Calédonie. Gargominy et ses collaborateurs (1996) et Morat et ses collaborateurs (1999) considèrent cette espèce comme l'une des rares espèces allochtones « capable de proliférer sur les sols ultramafiques [...] et donc une menace potentielle pour certaines formations végétales du maquis minier ». Introduit en Nouvelle-Calédonie vers 1968, le pin des Caraïbes se développe plutôt sur sols acides mais également sur roches ultramafiques (la moitié des sols ultramafiques sont en fait acides) et constitue une menace importante pour les maquis miniers et les milieux ouverts. Cette espèce s'installe également dans les grandes trouées en forêt humide (T. Jaffré, observation personnelle). Les plantations de pins contribueraient à l'augmentation de la fréquence des incendies, plus fréquents en Nouvelle-Calédonie : le remplacement des cypéracées indigènes et endémiques en sous-bois de pins par la fougère-aigle pantropicale Pteridium aquilinum augmenterait le démarrage des feux (Jaffré et al., 1998).

– *Imperata cylindrica* fait partie des mauvaises herbes nuisibles aux États-Unis (« *Federal Noxious Weed List* », www.aphis.usda.gov/ppq/bats/noxweed.html) notamment aux îles Hawaii, et a été inscrite dans la liste des « 100 espèces étrangères parmi les plus envahissantes dans le monde » de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN/ISSG « *100 of the World's Worst Alien Invasive Species* »). En Nouvelle-Calédonie, *Imperata cylindrica* s'implante sur terrains miniers où peu d'espèces herbacées introduites sont capables de se naturaliser. On assiste actuellement à sa prolifération en zone sèche sous les plantations d'*Agathis* spp. et de *Pinus* spp. de la plaine des Lacs en province Sud (T. Jaffré, observation personnelle).

– *Heteropogon contortus* est également considérée comme une mauvaise herbe nuisible aux États-Unis (notamment en Californie) et en Australie. En Nouvelle-Calédonie, elle est fortement envahissante sur roches sédimentaires et provoque une « savanisation » des milieux (T. Jaffré, observation personnelle).

Tableau 3 : Liste des 67 plantes introduites considérées comme envahissantes dans l'archipel néo-calédonien (modifié et complété, d'après MacKee, 1994)

Nom scientifique (synonymes)	Famille	Commentaires et remarques (d'après MacKee, 1994)
Acacia concinna (Willd.) DC.	*Leguminosae Mimosoideae*	devenu localement un fléau
Acacia farnesiana (L.) Willd	*Leguminosae Mimosoideae*	devient très abondant, toujours commun
Acacia nilotica (L.) Willd. ex Del. ssp. *indica*	*Leguminosae Mimosoideae*	abondamment naturalisé dans un secteur côtier
Acanthocereus pentagonus (L.) Britt. & Rose	*Cactaceae*	espèce plus envahissante, constitue à Boulouparis des fourrés étendus et impénétrables
Albizia moluccana Miq. (syn. *Paraserianthes falcataria* (L.) Nielsen)	*Leguminosae mimosoideae*	devenant parfois envahissant
Argemone mexicana L var. *mexicana*	*Papaveraceae*	mauvaise herbe largement répandue et parfois abondante
Aristolochia elegans Masters	*Aristolochiaceae*	largement naturalisée, localement abondante des ravins boisés sur calcaires dans le nord-ouest
Arundo donax L.	*Gramineae*	parfois planté pour stabiliser les talus, largement répandu
Brachiaria mutica (Forssk.) Stapf	*Gramineae*	maintenant largement dispersé et souvent abondant
Brachiaria paspaloides (Presl) Hubb.	*Gramineae*	largement répandu
Brachiaria reptans (L.) Gardn. & Hubb.	*Gramineae*	largement répandu, commun aussi comme mauvaise herbe des jardins, cultures et terrains vagues
Bryophyllum pinnatum (Lam.) Kurz (syn. *Kalanchoe pinnata* Pers.)	*Crassulaceae*	parfois abondamment naturalisé
Caesalpinia decapetala (Roth) Alst.	*Leguminosae Caesalpinioideae*	forme localement des fourrés denses impénétrables, en forêt-galeries dégradées
Canna coccinea Mill.	*Cannaceae*	existe parfois en peuplements denses spontanés, notamment en bords de route sur la côte Est
Cassia tora L.	*Leguminosae Caesalpinioideae*	largement répandu en lieux incultes, devient très envahissant dans les pâturages
Cenchrus echinatus L.	*Gramineae*	mauvaise herbe très commune en jardins, terrains vagues et endroits sablonneux
Cirsium vulgare (Savi) Ten.	*Compositae*	infestant rapidement des superficies importantes
Crassocephalum crepidioides (Benth.) S. Moore	*Compositae*	s'est dispersé très rapidement, limité à des stations fraîches et humides
Cryptostegia grandiflora R. Br.	*Asclepiadaceae*	infeste des étendues importantes des pâturages dans la partie Nord de la côte ouest, surtout dans la région de Voh; envahissant dans les pâturages , introduit à Koné
Cyperus alternifolius L.	*Cyperaceae*	occupe parfois des superficies importantes en terrain humide
Datura suaveolens Humb. & Bonpl. ex Willd.	*Solanaceae*	localement abondant en stations fraîches et humides
Dovyalis caffra (Hook. f. & Harv.) Hook.f.	*Flacourtiaceae*	parfois envahissant
Doxantha unguis-cati (L.) Miers (syn. *Macfadenya unguiscati* (L.) A. Gentry)	*Bignoniaceae*	très envahissant à Yahoué
Eichhornia crassipes (Roem. & Schult.) Solms.	*Pontederiaceae*	existe en masses serrées dans des rivières à courant faible ou des mares
Flemingia strobilifera (L.) R. Br.	*Leguminosae Papilionatae*	assez répandu en peuplement denses isolés en terrains défrichés
Fucraea foetida (L.) Haw.	*Amaryllidaceae*	largement répandu à l'état spontané et souvent très envahissant
Gleditsia australis Hemsl.	*Leguminosae Caesalpinioideae*	localement envahissant
Haematoxylum campechianum L.	*Leguminosae Caesalpinioideae*	devenu envahissant mais reste très localisé

Heteropogon contortus (L.) P. Beauv. ex Roem. & Shult.	*Gramineae*	non cité (indigène ?)
Imperata cylindrica (L.) Pal.	*Gramineae*	non cité (indigène ?)
Ipomoea cairica (L.) Sweet	*Convolvulaceae*	largement dispersé et parfois abondante en fourrés secondaires et lisières de forêt
Jatropha gossipifolia L.	*Euphorbiaceae*	infeste en peuplements denses des pâturages
Kyllinga elata Steud. (syn. *K. polyphylla* Willd. ex. Kunth)	*Cyperaceae*	largement répandue, envahissant dans les pâturages
Lantana camara L.	*Verbenaceae*	un fléau sur tous les terrains non-ultrabasiques, envahissant cultures et pâturages
Leucaena leucocephala (Lam.) de Wit	*Leguminosae Mimosoideae*	couvre en fourrés denses monospécifiques des superficies importantes
Manihot glaziovii Muell.-Arg.	*Euphorbiaceae*	envahissant en forêt secondaire
Melinis minutiflora P. Beauv.	*Gramineae*	maintenant abondant sur schistes, peuplement denses monospécifiques de grandes étendues de terrain
Merremia peltata (L.) Merr.	*Convolvulaceae*	trouvé en peuplements dispersés tout le long de la côte Est, généralement abondant là où il existe
Merremia tuberosa (L.) Rendle.	*Convolvulaceae*	liane cultivée très envahissante
Miconia calvescens DC	*Melastomataceae*	devient localement envahissant
Mimosa invisa Mart. ex Colla	*Leguminosae Mimosoideae*	s'est montrée envahissante formant des fourrés difficilement pénétrables
Ocimum gratissimum L.	*Labiatae*	très envahissant faisant localement des fourrés denses monospécifiques
Opuntia spp.	*Cactaceae*	infestent souvent les bosquets et fourrés littoraux
Parthenium hysterophorus L.	*Compositae*	espèce largement répandue et parfois envahissante
Paspalum urvillei Steud.	*Gramineae*	largement répandu, en bords de pistes forestières même en terrain serpentineux où il atteint 1000 m
Passiflora suberosa L.	*Passifloraceae*	très répandu et parfois abondant dans la végétation secondaire
Pennisetum setaceum (Forssk.) Chiov.	*Gramineae*	spontané et envahissant
Phaesolus atropurpureus DC	*Leguminosae Papilionatae*	largement répandu et localement abondant dans des lieux incultes
Phyllostachys flexuosa Rivière & Rivière	*Gramineae*	localement envahissant
Pinus caribaea Morelet var. *hondurensis* Barett & Nielsen	*Pinaceae*	se ressèment, parfois copieusement, à l'intérieur et à proximité des plantations mais ne semblent pas jusqu'à présent se répandre ailleurs
Pluchea indica (L.) Less	*Compositae*	localement abondante au niveau de Koumac
Pluchea odorata (L.) Cass.	*Compositae*	parfois abondante mais reste localisé
Polygala paniculata L.	*Polygalaceae*	très répandue et localement abondante parfois en forêt peu dégradée sur substrat ultrabasique
Psidium guajava L.	*Myrtaceae*	un fléau dans les pâturages
Rubus rosaefolius Sm.	*Rosaceae*	très commun près des pistes forestières sur schistes
Sacciolepis indica (L.) A. Chase	*Gramineae*	maintenant répandu, bien intégré à la végétation naturelle en lieux humides, lisières de forêt et même à l'intérieur de forêts peu dégradées
Salvinia auriculata Aubl.	*Salviniaceae*	abondante, couvre d'une couche dense, compacte et contenue des retenues d'eau artificielles
Schinus terebinthifolius Raddi	*Anacardiaceae*	localement abondant dans la végétation secondaire
Sechium edule (Jacq.) Sw.	*Cucurbitaceae*	introduit de La Réunion, envahissant
Solanum mauritianum Scop.	*Solanaceae*	localement abondant, notamment sur pistes forestières abandonnées
Tecoma stans (L.) Juss. ex HBK.	*Bignoniaceae*	en peuplements denses isolés le long de la côte Ouest
Themeda quadrivalvis (L.) Kuntze	*Gramineae*	considéré comme indigène, parfois très envahissant en pâturages
Tithonia diversifolia (Hemsl.) A. Gray.	*Compositae*	peu cultivé mais paraît sporadiquement en peuplements importants de durée limitée
Turnera ulmifolia L.	*Turneraceae*	envahissant

Typha dominguensis Pers.	*Typhaceae*	très répandu et localement abondant, dominant des étendues importantes de terrain inondables
Wedelia trilobata (L.) A. Hitchc. (syn. *Sphagneticola trilobata*)	*Compositae*	envahissant
Zebrina pendula Schnizl. (syn. *Tradescantia zebrina* Bosse)	*Commelinaceae*	assez répandu à l'état spontané, parfois abondant en lieux frais et humides

Répartition du nombre de plantes introduites, naturalisées et envahissantes par île

Le dépouillement de l'ouvrage de MacKee (1994) (Tableau 4) montre que les plantes introduites sont présentes dans toutes les principales îles de l'archipel néo-calédonien (Grande Terre, îles Loyauté, île des Pins, îles Belep, île Walpole). L'absence de données sur la flore primaire par île ne permet pas de connaître la proportion des introduites par rapport aux indigènes, c'est-à-dire l'indice de secondarisation des milieux. Aucune donnée sur l'abondance ou la surface occupée par ces espèces n'est également disponible. Nous nous sommes donc limité au calcul du nombre de plantes introduites, naturalisées ou envahissantes par île en fonction du nombre total des espèces de la flore secondaire (pourcentage total) et au calcul du nombre d'espèce par km² (densité).

La quasi-totalité des plantes introduites est trouvée à la Grande Terre (1 294 espèces sur 1 412 répertoriées, soit 92 %) suivi par les îles Loyauté (196 espèces, soit 14 %) et l'île des Pins (133 espèces, soit 14 %). Cette dernière possède néanmoins la plus forte densité en espèce introduite en raison de sa petite surface terrestre.

De même, toutes les principales îles de l'archipel néo-calédonien sont touchées par les plantes envahissantes, la quasi-totalité étant trouvée à la Grande Terre (62 espèces sur 64, les deux graminées indigènes et le pin des Caraïbes étant exclus, soit 97 %) suivi par l'île des Pins (31 espèces, soit 49 %) et les îles Loyauté (17 espèces, soit 30 %). De petites îles, ou îlots éloignés, comme Walpole, Belep, Leprédour, voire l'île Surprise possèdent également des plantes considérées comme envahissantes (Tableau 5 et Figure 2 ; Tableau 6).

 © IRD, 2006

Tableau 4 : Nombre, répartition et densité des plantes introduites dans l'archipel néo-calédonien (d'après MacKee, 1994)

Surfaces des îles et îlots d'après le Service des Méthodes Administratives et de l'Informatique de la Nouvelle-Calédonie

Ile	Superficie (km²)	Nombre	% total	Densité
Grande Terre	15 954	1294	92	0.08
Îles Loyauté (Mahé, Lifou, Ouvéa, Tiga)	1 922	196	14	0.10
Îles des Pins	134.4	133	9	0.99
Îles Belep (Art, Pott)	62.6	33	2	0.53
Île Walpole	1.5	27	2	18
Îles Yandé, Néba, Balabio, Baaba	66.6	17	1	0.26
Îlot Surprise	0.26	17	1	65.39
Îlot Nou	4.47	12	1	2.69
Îlot Matthew	0.64	9	0.7	22.5
Îles Chesterfield	?	8	0.6	?
Îlot Hunter	0.56	6	0.4	10.71
Îlot Leprédour	5.9	5	0.4	0.85
Îlot Pam	4.66	5	0.4	1.07
Île Améré	0.06	4	0.3	66.67
Îlot Hugon	7.61	3	0.2	0.39
Île Ouen	37.4	3	0.2	0.41
Île Mouac	1.04	2	0.1	1.92
Îlot Signal	0.1	2	0.1	20
Îlot Amédée	0.05	1	0.07	20
Île Daougaé	0.019	1	0.07	52.5
Îlot Ducos	12.4	1	0.07	0.08
Île Freycinet	0.08	1	0.07	12.5
Îlot Huon	0.13	1	0.07	0.08
Île aux Lapins	?	1	0.07	?
Îlot Maître	0.08	1	0.07	12.5
Îlot Ua	0.06	1	0.07	16.67
Île Vert	0.1	1	0.07	10
Sans localité, ou aucun spécimen vu, ou présence douteuse		96	7	

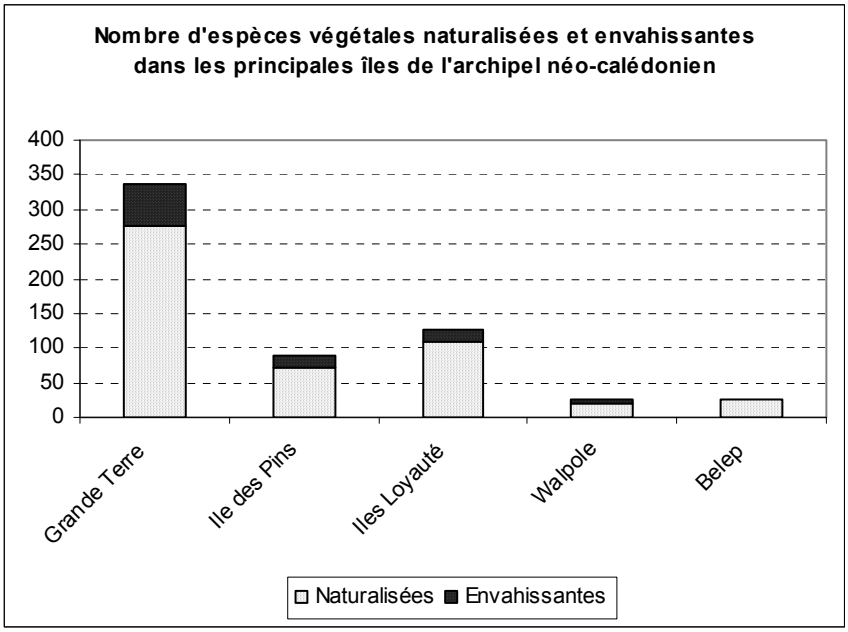
Tableau 5 : Nombre et répartition des plantes introduites (envahissantes, naturalisées, subspontanées et cultivées) dans l'archipel néo-calédonien (modifié, d'après MacKee, 1994)

Île	Envahissant	% total	Naturalisé	% total	Subspontané et cultivé	Total
Grande Terre	62	97	276	93	956	1294
Îles Loyauté (Mahé, Lifou, Ouvéa, Tiga)	17	27	110	37	69	196
Îles des Pins	31	48	71	24	31	133
Îles Belep (Art, Pott)	1	2	25	8	7	33
Île Walpole	5	8	20	7	2	27
Île Nou	3	5				
Îles Yandé, Néba, Balabio, Baaba	2	3				
Île Leprédour	2	3				
Île Surprise	1	2				
Île Pam	1	2				
Île Améré	1	2				
Île Matthew	0	0				
Îles Chesterfield	0	0				
Île Hunter	0	0				
Île Hugon	0	0				
Île Ouen	0	0				
Île Mouac	0	0				
Îlot Signal	0	0				
Îlot Amédée	0	0				
Île Daougaé	0	0				
Île Ducos	0	0				
Île Freycinet	0	0				
Île Huon	0	0				
Île aux Lapins	0	0				
Îlot Maître	0	0				
Île Ua	0	0				
Île Vert	0	0				
Sans localité, ou aucun spécimen vu, ou présence douteuse	1	2				

Tableau 6 : Plantes introduites envahissantes présentes dans les petites îles et îlots éloignés de l'archipel néo-calédonien (d'après MacKee, 1994)

Espèce	Îles Belep	Îles Yandé, Néba, Balabio, Baaba	Île Surprise	Île Walpole	Île Améré	Île Nou	Île Leprédour	Île Pam
Acacia farnesiana (L.) Willd.		x						
Argemone mexicana var. *mexicana*				x				
Aristolochia elegans Mast.						x		
Cirsium vulgare (Savi) Ten.							x	
Gleditsia australis Hemsl.								x
Haematoxylum campechianum L.								
Ipomoea cairica (L.) Sweet.		x				x		
Jatropha gossipifolia L.						x		
Kyllinga polyphylla Willd. ex Kunth.								
Lantana camara L.	x		x					
Leucaena leucocephala (Lam) De Wit.				x				
Parthenium hysterophorus L.				x				
Passiflora suberosa L.				x	x			
Pluchea odorata L. Cass.							x	
Tecoma stans (L.) Kunth.				x				

Figure 2 : Répartition géographique des taxons naturalisés et envahissants dans les principales îles de l'archipel néo-calédonien (modifié, d'après MacKee, 1994)



Comparaison avec les listes des principales plantes envahissantes et de mauvaises herbes précédemment publiées

Nous n'avons pas retenu dans notre liste *Yucca aloifolia* (Agavacées ou Liliacées) cité par Barrau et Devambez (1957) car cette espèce n'est considérée que « *parfois naturalisée notamment à Nouméa et à Pouembout* » par MacKee (1994, page 94).

Les 124 « *principales plantes introduites en Nouvelle-Calédonie* » selon Gargominy et ses collaborateurs (1996) sont toutes incluses dans nos catégories naturalisées et envahissantes, à l'exception de 2 espèces : *Spilanthes oleracea* (composée), récoltée une seule fois à Paita en 1980 et citée comme « *rudérale* » (MacKee, 1994, page 38), et *Centrosema pubescens* (légumineuse) « *introduite comme plante fourragère* » et considérée comme cultivée et spontanée (MacKee, 1994, page 81), mais sans aucune remarque ou commentaire de la part de l'auteur sur leur caractère naturalisé ou envahissant. La liste des 67 plantes envahissantes de notre étude inclut 16 espèces non citées par Gargominy et ses collaborateurs (*loc. cit.*), à savoir : *Aristolochia elegans*, *Canna coccinea*, *Crassocephalum crepidioides*, *Cyperus alternifolius*, *Dovyalis caffra*, *Gleditsia australis*, *Haematoxylum campechinum*, *Manihot glaziovii*, *Merremia peltata*, *Merremia tuberosa*, *Phaesolus atropurpureus*, *Pluchea indica*, *Sechium edule*, *Wedelia trilobata* et *Zebrina pendula*.

Les 45 espèces envahissantes dans les milieux naturels et semi-naturels (Meyer, 2000) sont toutes incluses dans nos catégories naturalisées ou envahissantes. Des espèces classées par Meyer (*loc. cit.*) comme potentiellement envahissantes (*potential invader*) sont considérées envahissantes dans cette présente étude : *Acacia nilotica*, *Flemingia strobilifera*, *Miconia calvescens*, *Tithonia diversifolia* et *Turnera ulmifolia*. La liste des 67 plantes envahissantes de notre étude inclut 31 espèces non citées par Meyer (*loc. cit.*), dont une majorité de mauvaises herbes des cultures, adventices et rudérales.

Sur les 50 principales espèces adventices des pâturages identifiées par Blanfort et Ollivier (à paraître), 25 espèces sont considérées comme des plantes envahissantes et 17 comme naturalisées dans notre étude. Sur les 8 espèces restantes, 7 n'ont pas été prises en compte dans notre étude (non citées par MacKee, 1985, 1994) car elles sont considérées comme indigènes (*Acacia spirorbis*, *Fimbristylis dichotoma*, *Melaleuca quinquinervia*, *Oxalis corniculata*, *Wikstroemia indica* et *Vitex trifolia*), voire endémiques de Nouvelle-Calédonie (*Baeckea ericoides* appelée actuellement *Babingtonia leratii* ; Jaffré et *al.* 2001). L'espèce restante *Xanthium pungens* (syn. *X. occidentale*) pourrait être une erreur d'identification d'un taxon naturalisé et envahissant déjà inclus dans nos listes (*Xanthium orientale*).

L'urticacée *Pilea microphylla,* cité par MacCoy (communication personnelle, 2005) et considérée « très abondante en stations fraîches et humides par terre, sur vieux murs et dans les anfractuosités des terrasses coralliennes du littoral » (MacKee, 1994, page 137), n'a pas été incluse dans la liste des principales plantes envahissantes en raison de sa très petite taille et de son impact supposé minime sur les communautés végétales environnantes.

Comparaison avec les plantes envahissantes dans les autres îles, archipels et régions tropicales et subtropicales (océans Pacifique et Indien)

Le tableau suivant dresse une liste de 300 plantes envahissantes et de mauvaises herbes considérées comme d'importance majeure dans les îles, archipels et régions tropicales et subtropicales du monde, dont la Nouvelle-Calédonie. Cette liste a été établie à partir de la bibliographie (Annexes 1 à 7) et indique également les types d'habitats envahis par une majorité d'entre elles.

Tableau 7 : Liste, type biologique et habitat des 300 plantes envahissantes et mauvaises herbes majeures dans les îles tropicales de l'océan Pacifique (16 pays du Pacifique Sud et Hawaii) et de l'océan Indien (Seychelles, Maurice, la Réunion, Mayotte), ainsi que dans les régions tropicales et subtropicales d'Australie, de Nouvelle-Zélande et d'Afrique du Sud

Types biologiques : herbacée aquatique ; herbacée (< 1 m) ; herbacée dressée (> 1 m) ; arbuste (< 5 m) ; petit arbre (5 - 20 m) ; arbre (> 20 m) ; palmier ; succulente ; fougère arborescente ; liane ; bambou.

Habitats terrestres : Bas < 500 m (zones littorales et basses altitudes) ; Moy. (moyennes altitudes) = 500 – 1 500 m ; Haut > 1 500 m (incuant les zones subalpines) ;

Eaux douces : rivières, lacs, marécages, marais d'altitude

Zone bio-climatique : Xéro (xérophile) < 1 200 mm / an ; Méso (mésophile) = 1 200 – 2 500 mm / an ; Hygro (hygrophile, incluant les zones ombrophiles) > 2 500 mm / an.

*** Espèce faisant partie des « *100 of the World's Worst Alien Invasive Species* » (IUCN/ISSG)**

**** Espèce faisant partie des « *The World's Worst Weeds* » (Holm et *al.,* 1977)**

En gras : espèces considérées envahissantes dans l'archipel néo-calédonien

Nom scientifique (principaux synonymes)	Famille	Type biologique	Habitats
Acacia confusa Merr.	*Leguminosae*	Arbre	Bas-Moy/ Xéro-Méso
Acacia farnesiana (L.) Willd.	*Leguminosae*	Arbuste	Bas/Xéro
Acacia mearnsii De Wild.*	*Leguminosae*	Arbre	Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso
Acacia melanoxylon R. Br.	*Leguminosae*	Arbre	Bas-Moy/Xéro-Méso
Acacia nilotica (L.) Willd. ex Del.	*Leguminosae*	Petit arbre	
Adenanthera pavonina L.	*Leguminosae*	Arbre	Bas/Xéro
Agave sisalana Perrine	*Agavaceae*	Succulente	Bas/Xéro
Ageratina adenophora (Spreng.) R. King & H. Robinson (syn. *Eupatorium adenophorum*)	*Compositae*	Herbacée	Moy-Haut/ Xéro-Méso-Hygro
Ageratum conizoides L.	*Compositae*	Herbacée	Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso-Hygro
Ailanthus altissima (Miller) Swingle	*Simaroubaceae*	Arbre	
Albizzia chinensis (Osbeck) Merr.	*Leguminosae*	Arbre	Bas/Méso
Albizzia lebbeck (L.) Beck.	*Leguminosae*	Arbre	Bas/Xéro
Alstonia macrophylla Wall. ex G. Donn.	*Apocynaceae*	Arbre	Bas/Xéro-Méso
Alternanthera philoxeroides (C. Martius) Griseb.	*Amaranthaceae*	Herbacée aquatique	Eaux douces
Amaranthus spinosus L.	*Amaranthaceae*	Herbaceae	Bas/ -
Andropogon virginicus L.	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Xéro-Méso
Annona glabra L.	*Annonaceae*	Petit arbre	
Anredera cordifolia (Ten.) Steenis	*Basellaceae*	Liane	
Anthoxanthum odoratum L.	*Gramineae*	Herbacée	Moy-Haut/ Hygro
Antidesma bunius (L.) Spreng.	*Euphorbiaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso
Antigonon leptotus Hook & Arn.	*Polygonaceae*	Liane	Bas-Moy/Xéro-Méso
Ardisia crenata (syn. *A. crispa*) Sims	*Myrsinaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Méso

Ardisia elliptica (syn. *A. humilis*) Thunb.*	*Myrsinaceae*	Petit arbre	Bas/Méso-Hygro
***Aristolochia elegans* Mast.**	***Aristolochiaceae***	**Liane**	
Arthrostema ciliatum Pav. ex D. Don.	*Melastomataceae*	Herbaceae	
Arundo donax* (L.) Med.	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas/Méso**
Asclepias curassavica L.	*Asclepiadaceae*	Herbacée	Bas/Méso
Asclepias physocarpa (E. Meyer) Schtltr. (syn. *Gomphocarpus physocarpus*)	*Asclepiadaceae*	Herbacée	Bas/Méso
Asparagus asparagoides (L.) W. Wright	*Asparagaceae*	Liane	
Asystasia gangetica (L.) T. Anderson	*Acanthaceae*	Herbacée	Bas/-
Bambusa spp.	*Gramineae*	Bambou	
Begonia cucullata Willd. var. *spatulata* (Lodd.) Golding	*Begoniaceae*	Herbacée	Haut/Hygro
Bidens pilosa L.	*Compositae*	Herbacée	Bas-Moy/Xéro-Méso
Bocconia frutescens L.	*Papaveraceae*	Arbuste	Moy/ Xéro-Méso
Boehmeria macrophylla Hornem.	*Urticaceae*	Arbuste	Moy/Hygro
Boehmeria penduliflora Wedd. ex D.G. Long	*Urticaceae*	Arbuste	Moy/Hygro
***Brachiaria mutica* (Forssk.) Stapf.**	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy/ -**
Buddleia asiatica Lour.	*Buddleiaceae*	Arbuste	Haut/Hygro
Buddleia madagascariensis Lam	*Buddleiaceae*	Arbuste	Moy/ Méso
***Caesalpinia decapetala* (Roth) Alston (syn. *C. sepiaria*)**	***Leguminosae***	**Arbuste lianescent**	**Bas/-**
Calotropis procera Aiton	*Asclepiadaceae*	Arbuste	
Canna indica L.	*Cannaceae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Cardiospermum grandiflorum Sw.	*Solanaceae*	Liane	Bas-Moy/Xéro-Méso
Casuarina equisetifolia L.	*Casuarinaceae*	Arbre	Bas/Xéro
Casuarina glauca Siebold ex Spreng.	*Casuarinaceae*	Arbre	
Cassia tora L.	*Leguminosae*	Arbuste	Bas-Moy/Xéro-Méso
Castilla elastica Sessé	*Moraceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
Cecropia obtusifolia Bertol.	*Cecropiaceae*	Arbre	Bas/Méso
Cecropia peltata L.*	*Cecropiaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso
Cedrela odorata L.	*Meliaceae*	Arbre	Bas/ -
Celtis sinensis Pers.	*Ulmaceae*	Arbre	
Cenchrus ciliaris L.	*Gramineae*	Herbacée	Bas/ Xéro
***Cenchrus echinatus* L.**	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy/ Xéro**
Cestrum auriculatum L' Hér.	*Solanaceae*	Arbuste	
Cestrum diurnum L.	*Solanaceae*	Arbuste	
Cestrum nocturnum L.	*Solanaceae*	Arbuste	Moy/Hygro
Chromolaena odorata (L.) R. King & H. Robinson (syn. *Eupatorium odoratum*) *	*Compositae*	Herbacée	
Chrysanthemoides mondifera (L.) Norl.	*Compositae*	Herbacée	
Chrysobalanus icaco L.	*Chrysobalanaceae*	Petit arbre	Bas-Moy/Xéro-Méso-Hygro
Cinchona succirubra Pav. Ex. Klotzsch (syn. *C. pubescens* Vahl) *	*Rubiaceae*	Arbre	Moy/Méso-Hygro
Cinnamomum burmanii (Nees) Blume	*Lauraceae*	Arbre	
Cinnamomum camphora (L.) J. Presl.	*Lauraceae*	Arbre	
Cinnamomum verum J. Presl. (syn. *C. zeylanicum*)	*Lauraceae*	Arbre	Moy/Méso
Citharexylum caudatum L.	*Verbenaceae*	Arbre	
Citharexylum spinosum L.	*Verbenaceae*	Arbre	Bas/ -
Clerodendrum chinense (Osb.) Mabb. (syn. *C. philippinum, C. fragrans*)	*Verbenaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Méso-Hygro
Clerodendrum japonicum (Thunb.) Sweet	*Verbenaceae*	Arbuste	
Clerodendrum paniculatum L.	*Verbenaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Méso-Hygro

Clerodendrum quadiloculare (Blanco) Merril	*Verbenaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Méso-Hygro
Clidemia hirta D. Don.*	*Melastomataceae*	Arbuste	Bas-Moy/Méso-Hygro
Clitoria laurifolia Poiret	*Leguminosae*	Herbacée	
Clusia rosea Jacq.	*Clusiaceae*	Arbre	Bas/ -
Coccinia grandis (L.)J. Voight	*Cucurbitaceae*	Liane	Bas/Xéro-Méso
Coffea arabica L.	*Rubiaceae*	Petit arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
Commelina benghalensis L.	*Commelinaceae*	Herbacée	Bas-Moy./Méso-Hygro
Commelina diffusa N. L. Burm.	*Commelinaceae*	Herbacée	Bas-Moy./Méso-Hygro
Conyza bonariensis (L.) Cronq.	*Compositae*	Herbacées	-/ Xéro
Cordia alliodora (Ruiz & Pavon) Cham.	*Boraginaceae*	Arbre	
Cortaderia jubata (Lemaire) Stapf.	*Gramineae*	Herbacée dressée	Moy-Haut/Hygro
Cortaderia selloana (Schultes & Schultes f.) Asch. & Graebner	*Gramineae*	Herbacée dressée	
Corynocarpus laevigatus Forster & Forster f.	*Corynocarpaceae*	Arbre	
***Crassocephalum crepidoides* (Benth.) S. Moore**	***Compositae***	**Herbacée**	**-/ Xéro-Méso-Hygro**
***Cryptostegia grandiflora* R. Br.**	***Asclepiadaceae***	**Arbuste lianescent**	
Cuphea carthaginensis (Jacq.) Macbr.	*Lythraceae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Cynodon dactylon (L.) Pers.**	*Cyperaceae*	Herbacée	Bas-Moy-Haut/-
Cyperus rotundus L.**	*Cyperaceae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Datura arborea Ruiz & Pavon	*Solanaceae*	Arbuste	
Datura stramonium L.	*Solanaceae*	Arbuste	Bas/ -
Dichrostachys cinerea (L.) Wight & Arn. (syn. *Mimosa cinerea*)	*Leguminosae*	Arbuste	Bas/Xéro
Digitaria insularis (L.) Mez ex Ekman (syn. *Tridachne insularis*)	*Gramineae*	Herbacée	Bas/Xéro
Echinochloa colona (L.) Link	*Gramineae*	Herbacée	Bas/ Hygro
Egeria densa Planch.	*Hydrocharitaceae*	Herbacée aquatique	Eaux douces
Ehrharta stipoides Labill. (syn. *Microloena stipoides*)	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/ Hygro
Eichhornia azurea (C. Martius) Solmslaub	*Pontederiaceae*	Herbacée aquatique	Eaux douces
Eichhornia crassipes* (Sw.) Kunth.*/*	***Pontederiaceae***	**Herbacée aquatique**	**Eaux douces**
Elephantopus mollis Kunth.	*Compositae*	Herbacée	Bas-Moy-Haut/Méso-Hygro
Eleusine indica (L.) Gaertner	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Erigeron karvinskianus DC	*Compositae*	Herbacée	Moy-Haut/Méso-Hygro
Eriobotrya japonica (Thunb.) Lindley	*Rosaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso
Eugenia uniflora L.	*Myrtaceae*	Petit arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
Ficus microcarpa L. f.	*Moraceae*	Arbre	Bas/Xéro-Méso
Flacourtia jangomas (Lour.) Raüschel	*Flacourtiaceae*	Petit arbre	
Flacourtia indica (Burm. F.) Merr. (syn. *F. ramontchi*)	*Flacourtiaceae*	Petit arbre	Bas/Xéro
***Flemingia strobilifera* (L.) Ait. (syn. Mohagania strobilifera)**	***Leguminosae***	**Arbuste**	**Bas-Moy/Méso**
***Heteropogon contortus* (L.) Roemer & Schultes**	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy/Xéro-Méso**
Flindersia brayleyana F. Muell.	*Rutaceae*	Arbre	
Fraxinus uhdei (Wenzig) Lingelsh	*Oleaceae*	Arbre	
Fuchsia boliviana Carrière	*Onagraceae*	Arbuste	Moy/Méso-Hygro
Fuchsia magellanica Lam	*Onagraceae*	Arbuste	Moy/Méso-Hygro
Funtumia elastica (Preuss) Stapf.	*Apocynaceae*	Arbre	

***Furcraea foetida* (L.) Haw. (syn. *F. gigantea, Agave foetida*)**	***Agavaceae***	**Succulente**	**Bas/Xéro-Méso**
Furcraea hexapetala (Jacq.) Urban. (syn. *F. cubensis*)	*Agavaceae*	Succulente	Bas-Moy/Xéro-Méso
Glycine wightii (Arn.) Verdc.	*Leguminosae*	Liane	
Gmelina elliptica J. E. Smith	*Labiatae*	Arbuste	
Grevillea banksii R. Br.	*Proteaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Xéro-Méso-Hygro
Grevillea robusta Cunn. ex R. Br.	*Proteaceae*	Arbre	
***Haematoxylon campechianum* L.**	***Leguminosae***	**Petit arbre**	**Bas/ Xéro**
Harungana madagascariensis Lam ex Poiret	*Guttiferae*	Petit arbre	Bas/Méso
Hedychium coronarium J. Koenig	*Zingiberaceae*	Herbacée dressée	Bas-Moy/Hygro
Hedychium flavescens N. Carey ex Roscoe	*Zingiberaceae*	Herbacée dressée	Bas-Moy/Hygro
Hedychium gardnerianum Ker-Gawl *	*Zingiberaceae*	Herbacée dressée	Moy-Haut/Hygro
Heliocarpus popayanensis Kunth	*Tiliaceae*	Arbre	
Hemigraphis alternata (N. L. Burm.) T. Anderson (syn. *H. colorata*)	*Acanthaceae*	Herbacée	Bas/ -
Heterocentron subtriplinervium (Link & Otto) A. Braun	*Melastomataceae*	Arbuste	-/ Méso-Hygro
Hiptage benghalensis (L.) Kurtz *	*Malpighiaceae*	Liane	Bas/Xéro-Méso
Holcus lanatus L.	*Gramineae*	Herbacée	Moy-Haut/Méso-Hygro
Homalanthus populifolius Graham	*Euphorbiaceae*	Arbuste	Bas/Xéro
Hydrilla verticillata (L. f.) C. Presl	*Hydrocharitaceae*	Herbacée aquatique	Eaux douces
Hypocheris radicata L.	*Gramineae*	Herbacée	Moy-Haut/ Xéro-Méso-Hygro
Hyptis pectinata (L.) Poit.	*Labiatae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Imperata cylindrica* (L.) Pal.*/	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy/ -**
Indigofera suffruticosa Mill.	*Leguminosae*	Arbuste	Bas-Moy/Méso-Hygro
Ipomea cairica (L.) Sweet	*Convolvulaceae*	Liane	Bas-Moy/ Xéro
Ischaemum polystachyum var. *chordatum* (Trin.) Fosberg & Sachet	*Gramineae*	Herbacée	
Ischaemum rugosum Salisb.	*Gramineae*	Herbacée	
Ischaemum timorense Kunth	*Gramineae*	Herbacée	Bas
Jasminum fluminense Vell.	*Oleaceae*	Liane	Bas/ Xéro
***Jatropha gossipifolia* L.**	***Euphorbiaceae***	**Arbuste**	**Bas/Xéro**
Justicia carnea Lindl.	*Acanthaceae*	Herbacée dressée	Bas-Moyen/Hygro
Justicia betonica L.	*Acanthaceae*	Herbacée	Bas-Moyen/Méso-Hygro
Justicia gendarussa L. f.	*Acanthaceae*	Arbuste	
***Kalanchoe pinnata* (Lam) Pers. (syn. *Bryophyllum pinnatum*)**	***Crassulaceae***	**Succulente**	**Bas/Xéro-Méso**
Kyllinga brevifolia Rottb.	*Cyperaceae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
***Kyllinga polyphylla* Willd. ex Kunth.**	***Cyperaceae***	**Herbacée**	**Bas-Moy/Méso-Hygro**
Lantana camara* L.	***Verbenaceae***	**Arbuste**	**Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso-Hygro**
Leptospermum scoparium Forster & Forster f.	*Myrtaceae*	Arbuste	Haut/Hygro
***Leucaena leucocephala* (Lam) De Wit. (syn. *L. glauca*) ***	***Leguminosae***	**Petit arbre**	**Bas/Xéro**
Ligustrum robustum (Roxb.) Bl. subsp. *walkeri* (Decne) P. S. Green *	*Oleaceae*	Arbuste	Moy-Haut/Méso-Hygro
Ligustrum sinense Lour.	*Oleaceae*	Arbuste	Haut/Hygro
Limnocharis flava (L.) Buchenau	*Limnocharitaceae*	Herbacée aquatique	

Litsea glutinosa (Lour.) Robinson	*Lauraceae*	Petit arbre	Bas/Xéro
Litsea monopetala (Roxb.) Pers.	*Lauraceae*	Petit arbre	Bas/Xéro-Méso
Livistona chinensis (Jacq.) R. Br. ex Mart.	*Palmae*	Palmier	
Lonicera confusa (Swett) DC	*Caprifoliaceae*	Arbuste	-/ Méso-Hygro
Lonicera japonica Thunb.	*Caprifoliaceae*	Arbuste	Bas-Moy/ -
***Macfadyena unguis-cati* (L.) A. Gentry**	***Bignoniaceae***	**Liane**	
Melaleuca quinquenervia (Cav.) S. T. Blake *	*Myrtaceae*	Arbre	Bas-Moy/ Méso
Melia azedarach L.	*Meliaceae*	Arbre	Bas/Xéro-Méso
***Melinis minutiflora* P. Beauv.**	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso-Hygro**
Melochia umbellata (Houtt.) Stapf.	*Sterculiaceae*	Petit arbre	Bas/ -
Memecylon caeruleum Jack. (syn. *M. floribundum*)	*Melastomataceae*	Arbuste	
***Merremia peltata* (L.) Merr.**	***Convolvulaceae***	**Liane**	**Bas/Xéro-Méso**
***Merremia tuberosa* (L.) Rendle**	***Convolvulaceae***	**Liane**	**Bas/Xéro-Méso**
Miconia calvescens* DC (syn. *M. magnifica*)	***Melastomataceae***	**Petit arbre**	**Bas-Moy/Méso-Hygro**
Mikania micrantha H. B. K. (syn *M. scandens*) *	*Compositae*	Liane	Bas-Moy/ -
***Mimosa invisa* (syn. *M. diplotricha*) Mart. ex Colla**	***Leguminosae***	**Arbuste**	**Bas/Xéro-Méso**
Mimosa pigra Humb. & Bonpl. ex Willd.	*Leguminosae*	Arbuste	
Mimosa pudica L.	*Leguminosae*	Herbacée	Bas/Xéro-Méso
Montanoa hibiscifolia Benth.	*Compositae*	Arbuste	Bas-Moy/Xéro-Méso
Mucuna pruriens (L.) DC	*Leguminosae*	Liane	Bas/ -
Muntingia calabura L.	*Rosaceae*	Petit arbre	Bas/Xéro-Méso
Murraya paniculata (L.) Jacq.	*Rutaceae*	Petit arbre	
Myrica faya Aiton (syn. *Morella faya*) *	*Myricaceae*	Arbre	Haut/Hygro
Nassella neesiana (Trin. & Rupr.) Barkworth	*Gramineae*	Herbaceae	
Ochna kirkii Oliver (syn. *O. thomasiana*)	*Ochnaceae*	Arbuste	Bas/Méso
Ochroma pyramidale (Lam) Urban	*Bombacaceae*	Arbre	Bas/Méso
***Ocimum gratissimum* L.**	***Labiatae***	**Arbuste**	**Bas/Xéro-Méso**
Odontonema strictum (Nees) Kuntz. (syn. *O. cuspidatum, O. tubaeforme*)	*Acanthaceae*	Herbacée dressée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Olea europaea L.	*Oleaceae*	Petit arbre	Moy/ Xéro-Méso
Opuntia stricta Haw.*	*Cactaceae*	Succulente	
***Opuntia vulgaris* Mill.**	***Cactaceae***	**Succulente**	**Bas/ Xéro-Méso**
Ossaea marginata (Desr.) Triana	*Melastomataceae*	Arbuste	
Oxyspora paniculata (D. Don.) DC	*Melastomataceae*	Arbuste	
Paederia scandens (Lour.) Merr. (syn. *P. foetida*)	*Rubiaceae*	Liane	Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso
Panicum maximum Jacq.	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso
Panicum repens L.	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/ -
***Paraserianthes falcataria* (L.) I. Nielsen (syn. *Albizia moluccana, Falcataria moluccana*)**	***Leguminosae***	**Arbre**	**Bas/Xéro-Méso**
Parkinsonia aculeata L.	*Leguminosae*	Arbre	Xéro-Méso
***Parthenium hysterophorus* L.**	***Compositae***	**Herbacée**	**Bas/ Xéro**
Paspalum conjugatum Bergius **	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Paspalum distichum L. & P.	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso
Paspalum paniculatum L.	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
***Paspalum urvillei* Steud.**	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy**
Passiflora foetida L.	*Passifloraceae*	Liane	Bas-Moy/Xéro-Méso
Passiflora laurifolia L.	*Passifloraceae*	Liane	Bas/ Méso-Hygro
Passiflora ligularis Juss.	*Passifloraceae*	Liane	Bas-Moy/ (Xéro)-Méso-Hygro
Passiflora maliformis L.	*Passifloraceae*	Liane	Bas-Moy/Méso-Hygro

Passiflora mollissima (Kunth) L. Bailey (syn. *P. tarminiana, P. tripartita var. mollissima*)	*Passifloraceae*	Liane	Moy-Haut/Méso-Hygro
Passiflora rubra L.	*Passifloraceae*	Liane	Bas-Moy/Méso-Hygro
***Passiflora suberosa* L.**	***Passifloraceae***	**Liane**	**Bas-Moy/Méso-Hygro**
Pennisetum clandestinum Hochst. ex Chiov.	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Xéro-Méso-Hygro
Pennisetum polystachyon (L.) Schultes	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso
Pennisetum purpureum Schum.	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
***Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov.**	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso-Hygro**
Phlogacanthus turgidus (Flua ex Hook. F.) Lindau	*Acanthaceae*	Herbacée dressée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Phormium tenax Forster & Forster f.	*Phormiaceae*	Herbacée dressée	
Phyllostachys nigra var. henionis (Miltf.) Stapf. ex Rendle	*Gramineae*	Bambou	Bas/ -
***Pinus caribaea* Morelet var. *hondurensis* Barret & Nielsen**	***Pinaceae***	**Arbre**	**Bas-Moy/Xéro-Méso**
Pinus radiata D. Don.	*Pinaceae*	Arbre	
Piper aduncum L.	*Piperaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Méso
Pithecellobium dulce (Roxb.) Benth.	*Leguminosae*	Arbre	Bas/Xéro
Pittosporum undulatum Vent.	*Pittosporaceae*	Arbre	Moy/ Méso
***Pluchea indica* (L.) Less.**	***Compositae***	**Arbuste**	**Bas/ Xéro**
***Pluchea symphytifolia* (Mill.) Gillis (syn. *P. carolinensis, P. odorata*)**	***Compositae***	**Arbuste**	**Bas-Moy/Xéro-Méso**
Prosopis glandulosa Torrey *	*Leguminosae*	Petit arbre	
Prosopis juliflora (SW.) DC	*Leguminosae*	Petit arbre	Bas/Xéro
Prosopis pallida (Willd.) Kunth	*Leguminosae*	Petit arbre	Bas/Xéro
Pueraria lobata (Willd.) Ohwi.*	*Leguminosae*	Liane	Bas-Moy/ -
Pseudelephantopus spicatus (Juss. ex Aubl.) Vahl.	*Compositae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Psidium cattleianum Sabine (syn. P. littorale) *	*Myrtaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
***Psidium guajava* L.**	***Myrtaceae***	**Arbre**	**Bas/Xéro-Méso**
Pterocarpus indicus Willd.	*Leguminosae*	Arbre	
Ravenala madagascariensis Sonn.	*Strelitziaceae*	Palmier	Bas/Méso
Rhizophora mangle L.	*Rhizophoraceae*	Petit arbre	Bas/ -
Rhodomyrtus tomentosa (Aiton) Hassk.	*Myrtaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Xéro-Méso
Rhus longipes Engler	*Anacardiaceae*	Petit arbre	Bas/Xéro
Ricinus communis L.	*Euphorbiaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Xéro-Méso
Rivina humilis L.	*Phytolacccaceae*	Herbacée	Bas/ Xéro-Méso
Rubus alceifolius Poir.	*Rosaceae*	Arbuste	Bas-Moy-Haut/Méso-Hygro
Rubus argutus Link	*Rosaceae*	Arbuste	Moy-Haut/Méso-Hygro
Rubus ellipticus Sm. (syn. *R. penetrans*) *	*Rosaceae*	Arbuste	Haut/Hygro
Rubus glaucus Benth.	*Rosaceae*	Arbuste	
Rubus moluccanus L.	*Rosaceae*	Arbuste	Bas-Moy/ -
Rubus niveus Thunb. (syn. *R. nivalis*)	*Rosaceae*	arbuste	
Rubus rosifolius Sm.	*Rosaceae*	Arbuste	Moy-Haut/ Méso-Hygro
Ruellia brevifolia (Pohl.) Ezcurro	*Acanthaceae*	Herbacée	
Ruellia prostata Poiret	*Acanthaceae*	Herbacée	Bas/ Méso
Rynchelytrum repens (Willd.) Hubb. (syn. *Melinis repens*)	*Gramineae*	Herbaceae	Bas-Moy/ Xéro-Méso
***Sacciolepis indica* (L.) Chase**	***Gramineae***	**Herbacée**	**Bas-Moy-Haut/ Hygro**
Salix sp. L.	*Salicaceae*	Arbre	
***Salvinia molesta* D. Mitch. (syn. *S. auriculata*)**	***Salviniaceae***	**Herbacée aquatique**	**Eaux douces**

Samanea saman (Jacq.) Merr.	*Leguminosae*	Arbre	Bas
Sanchezia parvibracteata Sprague & Hutch	*Acanthaceae*	Herbacée dressée	
Sanchezia speciosa Hook (syn. S. nobilis)	*Acanthaceae*	Herbacée dressée	Bas-Moy/Hygro
Schefflera actinophylla (Endl.) Harms (syn. *Brassaia actinopylla* Endl.)	*Araliaceae*	Petit arbre	Bas/Xéro-Méso
Schinus terebinthifolius* Raddi	***Anacardiaceae***	**Petit arbre**	**Bas-Moy/Méso**
Schizachyrium condensatum (Kunth.) Nees (syn. *Andropogon glomeratus*)	*Gramineae*	Herbacée dressée	Bas-Moy/Méso
Senecio mikanioides Otto ex Walp. (syn. Delairea odorata)	*Compositae*	Herbacée	-/ Xéro
Senecio madagascariensis Poir.	*Compositae*	Herbacée	
Senna surattensis (N. L. Burm.) H. Irwin & Barneby (syn. *Cassia surattensis*, *C. glauca*)	*Leguminosae*	Petit arbre	Bas/ -
Setaria palmifolia (Koenig) Stapf.	*Gramineae*	Herbacée	Méso-Hygro/ Bas-Moy
Sida acuta N. L. Burm.	*Malvaceae*	Herbacée	Bas-Moy/Xéro-Méso
Sida rhombifolia L.	*Malvaceae*	Herbacée	Bas-Moy/Xéro-Méso
Solanum linnaeanum Hepper & Jaeger	*Solanaceae*	Arbuste	Bas-Moy/ Xéro
***Solanum mauritianum* Scop. (syn. *S. auriculatum*)**	***Solanaceae***	**Arbuste**	**Bas-Moy/Xéro-Méso-Hygro**
Solanum seaforthianum Andr.	*Solanaceae*	Arbuste lianescent	Bas/ -
Solanum torvum Sw.	*Solanaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Xéro-Méso
Sorghum halepense (L.) Pers.**	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/ Méso-Hygro
Sorghum sudanense (Piper) Stapf.	*Gramineae*	Herbacée	
Spathodea campanulata Pal.*	*Bignoniaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
Sphaeropteris cooperi (Hook ex F. Muell.) R. M. Tyron (syn. *Cyathea cooperi*)	*Cyatheaceae*	Fougère arborescente	Moy/Hygro
Sporobolus indicus (L.) R. Br.	*Gramineae*	Herbacées	Bas/ -
Stachytarpheta cayennensis non (Rich.) Vahl.	*Verbenaceae*	Herbacée	Bas-Moy/ Méso
Stachytarpheta urticifolia Sims	*Verbenaceae*	Herbacée	Bas/ Méso
Strobilanthes hamiltonianus (Steudel) Bosser & Heine	*Acanthaceae*	Herbacée	Moy/Hygro
Synedrella nodiflora (L.) Gaertner	*Compositae*	Herbacée	Bas-Moy/Méso-Hygro
Syzygium cumini (L.) Skeels (syn. *Eugenia cumini*)	*Myrtaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
Syzygium jambos (L.) Alston (syn. *Eugenia jambos*)	*Myrtaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
Tabebuia pallida (Lindley) Miers	*Bignoniaceae*	Arbre	Bas/Xéro
Tagetes minuta L.	*Compositae*	Herbaceae	Haut/ -
Tamarix aphylla (L.) Karsten	*Tamaricaceae*	Arbre	
***Tecoma stans* (L.) Kunth**	***Bignoniaceae***	**Petit arbre**	**Bas-Moy-Haut/Méso-Hygro**
Themeda villosa (Poiret) A. Camus	*Gramineae*	Herbacée	Bas-Moy/ Xéro
Thunbergia grandiflora Roxb.	*Acanthaceae*	Liane	Bas-Moy/Méso-Hygro
Thunbergia alata Bojer ex Sims	*Acanthaceae*	Liane	Bas-Moy/ -
Thunbergia fragrans Roxb.	*Acanthaceae*	Liane	Bas/ -
Thunbergia laurifolia Lindl.	*Acanthaceae*	Liane	Moy/ -
Tibouchina herbacea DC (Cogn.)	*Melastomataceae*	Arbuste	Moy/Méso-Hygro
Tibouchina urvilleana DC (Cogn.) (syn. T. semidecandra)	*Melastomataceae*	Arbuste	Moy-Haut/Hygro
Timonius timon (Sprengel) Merr.	*Rubiaceae*	Arbre	
***Tithonia diversifolia* (Hemsley) A. Gray**	***Compositae***	**Herbacée**	**Bas-Moy/Méso-Hygro**
Toona ciliata M. Roemer	*Meliaceae*	Arbre	Bas-Moy/ Méso-Hygro
Tradescantia spathacea Swartz (syn. *Rhoeo*	*Commelinaceae*	Herbacée	Bas/ -

discolor L'Hérit., *R. spathacea* (Swartz) Stearn.)			
Triplaris weigeltiana (Reich. f.) Kuntze (syn. *T. surinamensis*)	*Polygonaceae*	Arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
Triumfetta rhomboidea Jacq.	*Tiliaceae*	Arbuste	Bas-Moy/ Xéro
Turbina corymbosa (L.) Raf.	*Convolvulaceae*	Liane	
***Turnera ulmifolia* L.**	***Turneraceae***	**Herbacée**	**Bas/Xéro-Méso**
Ulex europaeus L.*	*Leguminosae*	Arbuste	Moy-Haut/Hygro
Urena lobata L.	*Malvaceae*	Arbuste	Bas-Moy/Xéro-Méso-Hygro
Verbascum thapsus L.	*Scrophulariaceae*	Herbacée	Haut/ -
Verbena littoralis Kunth	*Verbenaceae*	Herbacée	Bas-Moy-Haut/ Xéro-Méso-Hygro
Waterhousea floribunda (F. Muell.) B. Hyland (syn. *Syzygium floribundum* F. Muell.)	*Myrtaceae*	Petit arbre	Bas-Moy/Méso-Hygro
***Wedelia trilobata* (L.) A. Hitchc. (syn. *Sphagneticola trilobata*) ***	***Compositae***	**Herbacée**	**Bas-Moy-Haut/Xéro-Méso-Hygro**
Wikstroemia indica (L.) C. Meyer	*Thymelaeaceae*	Arbuste	Bas/Xéro
Wisteria sinensis (Sims) Sweet	*Leguminosae*	Liane	
Xanthium pungens Wallr. Beitr.	*Compositae*	Arbuste	Bas/ -
Xanthium strumarium L.	*Compositae*	Arbuste	Bas/ Xéro
Zantedeschia aethiopica (L.) Sprengel	*Araceae*	Herbacée	Moy-Haut/Hygro
Zizyphus mauritiana Lam	*Rhamnaceae*	Arbuste	Bas/Xéro

Hiérarchisation des plantes envahissantes dans l'archipel néo-calédonien

Il n'existe pas de système reconnu et adopté au niveau international permettant de classer et de hiérarchiser par ordre d'importance les espèces végétales envahissantes. Une classification des 117 principales plantes envahissantes en Afrique du Sud a été récemment effectuée par un panel d'experts (Nel et *al.*, 2004) en se basant sur une méthodologie croisant quatre facteurs : l'aire de répartition actuelle de l'espèce (très large, large ou localisée), l'abondance géographique de l'espèce (abondante, commune, rare), les habitats susceptibles d'être envahis (en nombre élevé, modéré, faible, incluant les zones riveraines), et la taille des propagules (nombre d'individus élevé, modéré ou faible). Elle se base néanmoins sur une cartographie des espèces dans une grille spatiale couvrant l'ensemble du pays et sur une base de données (*The Southern African Plant Invaders Atlas* ou *SAPIA database*) qui comprend plus de 50 000 entrées, collectées sur une période de plus de 30 ans (depuis 1973).

Les catégories et critères « d'invasivité » des espèces varient selon les spécialistes et les pays. Les plantes envahissantes majeures, ou dominantes, sont les espèces introduites et naturalisées « *qui causent une modification* ***significative*** *dans la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème* » (Cronk et Fuller, 1995). Les Parcs nationaux australiens distinguent les mauvaises herbes environnementales sérieuses (*serious environmental weeds*) qui « *causent des modifications majeures pour la richesse et l'abondance spécifiques, et les fonctions de l'écosystème* » des mauvaises herbes très sérieuses (*very serious environmental weeds*) qui « *détruisent totalement et de façon permanente un écosystème* » (Humphries et *al.,* 1992). La catégorie des espèces naturalisées qui « *changent le caractère, la condition, la forme ou la nature des écosystèmes naturels sur une partie substantielle de leur aire de répartition* » est désignée sous le terme de « transformateurs » (*transformers*) (Richardson et *al.,* 2000). Elle représenterait 10 % des plantes envahissantes recensées et nécessiterait une allocation majeure des ressources pour les contenir, les contrôler ou les éradiquer.

À part de rares exemples bien étudiés (l'arbre *Myrica faya* fixateur d'azote aux îles Hawaii, Vitousek et Walker, 1989 ; les « *saltcedars* » *Tamarix* spp. sur le cycle hydrologique et la salinité dans les régions du sud-ouest des États-Unis, Brock, 1994), peu de données quantifiées existent concernant l'impact des plantes envahissantes sur le fonctionnement des écosystèmes, tel que la modification des régimes des feux, des cycles de l'eau et des éléments minéraux ou de l'érosion du sol, tout ceci en raison de la difficulté à mener de telles études. La plupart des exemples connus et documentés concernent la baisse de la lumière en sous-bois, l'accumulation de litière au sol, la compétition, l'exclusion ou le déplacement de plantes indigènes ou endémiques (cas de l'arbre *Miconia calvescens* à Tahiti, par exemple). Les espèces formant des couverts denses monospécifiques (forêts, fourrés arbustifs, touffes et tapis herbacés, lianes) sur de vastes surfaces constituent, *a priori,* cette catégorie des « transformateurs » qui altèrent « *les règles fondamentales d'existence pour tous les organismes* » (Vitousek, 1990).

Parmi les espèces appartenant à la catégorie des « transformateurs d'écosystèmes » ayant un impact écologique et socio-économique important figurent :

- les plantes aquatiques tropicales et subtropicales (*Eichhornia* spp*., Salvinia molesta, Egeria densa*) capables d'envahir les lacs, mares et rivières, de provoquer une baisse d'oxygénation des eaux et de la lumière, d'augmenter la turbidité et la sédimentation, l'assèchement ou l'eutrophisation des cours d'eau, et d'obstruer les canaux d'irrigation ;
- les graminées dites pyrophytes (*fire-inducing / fire promoting*) (*Andropogon* spp., *Melinis* spp., *Pennisetum* spp.) qui forment des touffes denses hautement inflammables, augmentant l'intensité et la fréquence des feux, et qui sont capables de se régénérer après incendie ;
- des arbres sur-consommateurs d'eau (*Acacia mearnsii*, *Tamarix* spp., *Prosopis* spp.) qui épuisent cette ressource limitée en zone sèche ;
- les légumineuses (*Acacia* spp., *Paraserianthes falcataria*) et *Myrica faya* qui enrichissent le sol en azote et perturbent la succession secondaire naturelle ;
- les lianes grimpantes (*Thunbergia* spp., *Passiflora* spp.) capables de complètement recouvrir les canopées.

La liste des « 100 espèces étrangères parmi les plus envahissantes dans le monde » de l'Union internationale pour la conservation de la nature contient ainsi 32 plantes terrestres et deux plantes aquatiques d'eau douce présentant ces caractéristiques. Parmi elles, se trouvent des espèces présentes et envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : *Arundo donax, Eichhornia crassipes, Imperata cylindrica*, *Lantana camara, Leucaena leucocephala, Schinus terebinthifolius, Wedelia trilobata*. Une liste de 13 plantes menaçant la biodiversité en Polynésie française a été dressée (arrêté 244/CM du 12 février 1998) et comprend les espèces les plus envahissantes de cette collectivité française d'outre-mer dont : *Acacia farnesiana, Lantana camara*, *Leucaena leucocephala, Melinis minutiflora, Miconia calvescens, Rubus rosifolius* et *Tecoma stans,* également envahissantes en Nouvelle-Calédonie.

Dans les agrosystèmes, c'est plutôt l'impact socio-économique, c'est-à-dire le coût de la lutte et la baisse de la productivité causée par les mauvaises herbes des cultures, qui prime. Une liste des 18 pires mauvaises herbes dans les zones tempérées et tropicales du monde a été publiée dans « *The World's Worst Weeds* » (Holm et *al.* 1977) ainsi qu'une liste des 10 principales mauvaises herbes des îles et régions du Pacifique dans « *Top 10 Weeds* » (Waterhouse, 1997). La « *State Noxious Weed List* » de l'État de Hawaii comporte 82 taxons, majoritairement des mauvaises herbes de cultures.

Plantes potentiellement envahissantes présentes dans l'archipel néo-calédonien

Une comparaison avec 300 plantes envahissantes et mauvaises herbes majeures dans les archipels, îles et régions tropicales et subtropicales montrent que 165 d'entre elles sont présentes en Nouvelle-Calédonie, dont 47 également considérées comme envahissantes, 66 naturalisées, 12 subspontanées et 40 cultivées (Tableau 8). Les 118 espèces correspondant à ces trois dernières catégories peuvent être considérées comme des espèces potentiellement envahissantes, ou « espèces envahissantes dormantes » (*sleeper weeds*), pour l'archipel néo-calédonien (Tableau 9 et Figure 3).

Il existe parfois un phénomène de latence (*lag phase*) entre le moment où une espèce est introduite et le moment où elle se révèle être envahissante (ou le moment où elle est considérée envahissante par les autorités !) (Moody et Mack, 1988). L'arrivée d'un agent pollinisateur (cas de *Ficus microcarpa* en Floride, Hawaii et Tahiti, par exemple) ou d'un disséminateur des fruits (cas de *Citharexylum spinosum* avec l'introduction de l'oiseau frugivore *Pycnonotus jocosus* à Hawaii), la survenue d'une perturbation naturelle ou anthropique, ou un changement génétique peuvent déclencher le phénomène d'invasion. Cette période peut atteindre 100 ans comme pour *Mimosa pigra* en Australie, ou *Schinus terebinthifolius* en Floride ; *Chrysobalanus icaco* a mis environ 70 ans avant de devenir une peste végétale aux îles Seychelles, *Cinchona pubescens* entre 20 et 40 ans aux îles Galápagos et *Miconia calvescens* entre 20 et 35 ans en Polynésie française, à Hawaii et en Nouvelle-Calédonie (voir Meyer, 1998). L'existence de cette phase de latence chez de nombreuses espèces rend difficile la prédiction du comportement d'une espèce introduite à court terme. Chaque cas d'invasion biologique est un cas très particulier et spécifique qui dépend à la fois des caractéristiques de l'espèce, de son origine et de son histoire, mais également des caractéristiques du milieu envahi : le processus d'invasion serait une combinaison entre « *la nécessité biologique et la chance historique* » selon Di Castri (1990). Qui aurait pu prévoir que *Chrysobalanus icaco* (pomme-icaque ou « *Coco plum* », chrysobalanacées), un arbuste de la zone littorale et côtière poussant sur les arrières-plages et les mangroves dans sa région d'origine (Amérique et Afrique tropicale), deviendrait particulièrement envahissant sur sols ferralitiques entre 600 et 700 m d'altitude dans l'île de Mahé aux Seychelles et sur le plateau trachytique de l'île de Raiatea entre 400 et 600 m d'altitude (Meyer, 1998, 2004) ?

Parmi les espèces potentiellement envahissantes présentes dans l'archipel néo-calédonien figurent, par ordre d'importance au niveau de leurs impacts écologiques dans d'autres îles et régions tropicales et subtropicales du monde :

– *Psidium cattleianum* (goyavier de Chine, goyavier-fraise, « *Strawberry Guava* » ; myrtacée) est un petit arbre extrêmement envahissant présent dans

un grand nombre d'îles (Maurice, la Réunion, Hawaii, Norfolk) (Cronk et Fuller, 1995) et en Polynésie française où il a été introduit pour ses fruits charnus comestibles. Il est présent à Ouen Toro, à Yaté, dans la vallée de la Tchamba et est naturalisé et abondant à Sarraméa, ainsi qu'en bas des chutes de la Madeleine (J.Munzinger, observation personnelle).

– *Passiflora mollissima* (« *Banana poka* », « *Banana passion fruit* », « *Curuba* » ; passifloracée) est une liane grimpante reconnue comme étant l'une des pires pestes végétales en Nouvelle-Zélande, en Afrique du Sud et à Hawaii qui est en cours de naturalisation à la Réunion où elle a été introduite en 1990, comme plante alimentaire pour ses fruits comestibles, par le CIRAD-FLHOR (Le Bellec et Renard, 1997). Elle « *serait cultivée en Nouvelle-Calédonie* » (MacKee, 1994).

– *Spathodea campanulata* (tulipier du Gabon ou « *African tulip tree* » ; bignoniacée) est un arbre formant des couverts denses monospécifiques à Tahiti, Fidji et Hawaii, capable d'envahir les forêts ombrophiles jusqu'à 1 500 m d'altitude, et qui est planté et vendu par les pépiniéristes à Nouméa. Longtemps considéré comme un arbre ornemental ne fructifiant pas sur l'île de la Réunion, et planté le long des pistes par l'ONF, il commence actuellement à s'y naturaliser (J.-Y. Meyer, observation personnelle).

– *Cyathea cooperi* (cyathéacée), espèce envahissante à l'île Maurice (Lorence et Sussman, 1986), est une fougère arborescente d'Australie à la Réunion (Fock Chow Tho, 2005) et à Hawaii (Medeiros et *al.,* 1992) où elle est cultivée depuis les années 1950. Elle est actuellement commercialisée en Nouvelle-Calédonie. Les spores de cette espèce sont capables de se disperser sur de longues distances et cette fougère peut s'établir jusqu'à 1 200 m d'altitude en forêt ombrophile.

– *Hedychium gardnerianum* (« *Kahili ginger* » ; zingiberacées) est une grande herbacée dressée extrêmement envahissante en Afrique du Sud, en Nouvelle-Zélande, à Hawaii et à la Réunion, qui est vendue comme plante ornementale à Nouméa. Cette espèce qui est citée par MacKee (1994) comme une plante cultivée (collectée en 1978 « *sur les hauteurs de la Conception* ») est actuellement naturalisée dans la propriété privée Lavoix, tout comme l'arbre *Miconia calvescens* (mélastomatacée), les herbacées dressées *Strobilanthes hamiltonianus* (acanthacée) et *Hedychium coronarium* (« *White ginger* », zingiberacée), les lianes *Thunbergia grandiflora* et *T. laurifolia* (acanthacée) et l'arbuste *Tibouchina urvilleana* (« *Glory bush* », mélastomatacée) (Meyer, 2005).

– *Castilla elastica* (« *Mexican rubber tree* », moracée) est un arbre envahissant en Polynésie française et aux îles Samoa (Pacifique Sud) ainsi qu'à Mayotte (océan Indien) où il a été introduit comme plante utile (arbre à latex). Il est cité en Nouvelle-Calédonie dans une *« localité inconnue* » (MacKee, 1994).

– *Cestrum nocturnum* (« Jasmin de nuit », verbénacée), qui « *s'échappe des jardins sans jamais devenir envahissant* » en Nouvelle-Calédonie (MacKee, 1994), est un arbuste ornemental extrêmement envahissant dans les forêts humides de moyenne altitude à Tahiti et à Rarotonga (Meyer, 2004).

– *Nicotiana glauca* (solanacée) est une espèce envahissante en Afrique du Sud, en Australie, au Mexique et dans l'île de Sainte-Hélène (Cronk & Fuller, 1995), mais qui ne « *semble pas s'être établie* » dans l'archipel néo-calédonien (MacKee, 1994).

– *Schefflera actinophylla* (syn. *Brassaia actinophylla*, arbre pieuvre ou « *Octopus tree* », araliacée) est un arbre ornemental communément planté en ville et dans les jardins de Nouméa. Cette espèce est naturalisée dans les forêts secondaires de basse altitude à Singapour, aux îles Fidji, à Tahiti, et est devenue très envahissante aux îles Hawaii dans les zones mésophiles (voir Meyer, 1998). Elle s'est récemment naturalisée à la Réunion (C. Lavergne, communication personnelle, 2005).

– *Ficus microcarpa* (« *Chinese banyan* », moracée) est un figuier envahissant en Floride et à Hawaii (Smith, 1985) qui est en cours de naturalisation à Tahiti.

– *Hemigraphis alternata* (acanthacée) est une herbacée rampante et envahissante qui serait absente selon MacKee (1994) mais qui est citée dans la base de données du laboratoire de botanique de l'IRD-Nouméa.

On pourrait également citer les espèces cultivées ou naturalisées en Nouvelle-Calédonie, appartenant aux plantes potentiellement envahissantes dans d'autres îles et régions tropicales, et qui montrent des tendances à l'invasion (appelées « espèces émergeantes », « *emerging species* » ; Richardson et *al*., 2006) (Tableau 10). C'est le cas de *Thevetia peruviana* (syn. *Cascabela thevetia*, apocynacée) qui est naturalisé à l'Anse Vata, ou *Calliandra calothyrsus* qui se naturalise à la Réunion et est subspontané en bordure de route sur terrain ultramafique à la plaine du Champ de Bataille en Nouvelle-Calédonie (observation personnelle, 2005). Les palmiers *Dypsis* (*Chrysalidocarpus*) *lutescens* et *Licuala grandis*, cultivés en Nouvelle-Calédonie (MacKee, 1994) se sont récemment naturalisés en sous-bois de forêts secondaires en Polynésie française (Meyer, 1998).

Tableau 8 : Statut des plantes introduites dans l'archipel néo-calédonien (cultivé, subspontané, naturalisé, envahissant) et comparaison avec 300 plantes envahissantes et mauvaises herbes majeures dans les îles, archipels et régions tropicales de l'océan Pacifique et de l'océan Indien

Statut	Envahissant	Naturalisé	Subspontané	Cultivé	Total
Nouvelle-Calédonie	67*	296	141	911	1 415*
Autres pays	47	66	12	40	165

*** Sont incluses les deux graminées indigènes et le pin des Caraïbes**

Figure 3 : Statut en Nouvelle-Calédonie de 300 principales plantes envahissantes dans les îles, archipels et régions tropicales et subtropicales

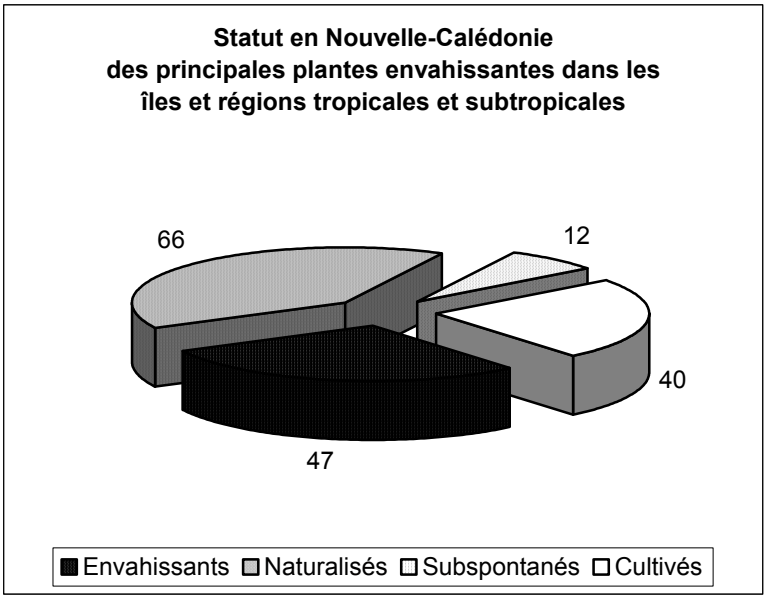


Tableau 9 : Liste de 45 plantes envahissantes et mauvaises herbes dans les îles, archipels et régions tropicales du Pacifique et de l'océan Indien, présentes dans l'archipel néo-calédonien mais non encore naturalisées (cultivées ou subspontanées, « espèces envahissantes dormantes »)

Types biologiques : herbacée aquatique ; herbacée (< 1 m) ; herbacée dressée (> 1 m) ; arbuste (< 5 m) ; petit arbre (5-20 m) ; arbre (> 20 m) ; palmier ; succulente ; fougère arborescente ; liane ; bambou.

Habitats terrestres : Altitude : Bas < 500 m (zones littorales et basses altitudes) ; Moy. (moyennes altitudes) = 500 – 1 500 m ; Haut > 1 500 m (incuant les zones subalpines) ; Zone climatique : Xéro. (xérophile) < 1 200 mm / an ; Méso. (mésophile) = 1 200 – 2 500 mm / an ; Hygro. (hygrophile, incluant les zones ombrophiles) > 2 500 mm / an.

Îles ou régions envahies : Af. du Sud = Afrique du Sud ; Cook = Iles Cook ; Queensland = région du Queensland (Australie) ; Pol. fra. = Polynésie française.

**100 of the World's Worst Alien Invasive Species* (IUCN/ISSG)

Nom scientifique (synonymes)	Famille	Type biologique	Habitat	Iles ou régions envahies
Agave sisalana Perrine	*Agavaceae*	Succulente	Bas/ Xéro	Af. du Sud
Annona glabra L.	*Annonaceae*	Petit arbre	Bas/ -	Fidji, Pol. fra., Queensland
Asystasia gangetica (L.) T. Andererson	*Acanthaceae*	Herbacée	Bas/ -	îles Pacifique
Castilla elastica Sessé	*Moraceae*	Arbre	Bas-Moy/ Méso-Hygro	Samoa, Mayotte, Pol. fra.
Cassia surattensis N. L. Burm.	*Leguminosae*	Petit arbre	Bas-Méso	Pol. fra.
Cecropia peltata L.	*Cecropiaceae*	Arbre	Bas-Moy/ Méso	Pol. fra.,
Cinnamomum camphora (L.) J. Presl	*Lauraceae*	Arbre		Af. du Sud, Queensland
Cinnamomum verum J. Presl	*Lauraceae*	Arbre	Moy/ Méso	Seychelles, Samoa
Commelina diffusa N. L. Burm.	*Commelinaceae*	Herbacée	Bas-Moy/ Méso-Hygro	îles Pacifique
Cortaderia selloana (Schultes & Schultes f.) Asch. & Graebner	*Gramineae*	Herbe dressée		Af. du Sud, La Réunion, Hawaii, NIle-Zélande, Californie
Eriobotrya japonica (Thunb.) Lindley	*Rosaceae*	Arbre	Bas-Moy/ Méso	La Réunion, Nouvelle-Zélande

Eugenia uniflora L.	*Myrtaceae*	Petit arbre	Bas-Moy/ Méso-Hygro	Pol. fra., Bahamas
Ficus microcarpa L. f.	*Moraceae*	Arbre	Bas/ Xéro-Méso	Floride, Hawaii, Pol. fra.
Flacourtia indica (Burm. f.) Merr.	*Flacourtiaceae*	Petit arbre	Bas/ Xéro	Maurice, Seychelles, Puerto Rico, Floride
Flacourtia rukam (syn. *F. jangomas* (Lour.) Raeusch).	*Flacourtiaceae*	Petit arbre		Cook, Maurice
Hedychium coronarium J. Koenig	*Zingiberaceae*	Herbe dressée	Bas-Moy/ Hygro	Af. du Sud, Pol. fra., Cook
Hedychium flavescens N. Carey ex Roscoe	*Zingiberaceae*	Herbe dressée	Bas-Moy/ Hygro	Af. du Sud, Hawaii, Pol. fra., Nlle-Zélande, La Réunion,
Hedychium gardnerianum Ker-Gawl *	*Zingiberaceae*	Herbe dressée	Moy-Haut/ Hygro	Af. du Sud, Hawaii, La Réunion, Nlle-Zélande
Grevillea robusta Cunn. ex R. Br.	*Proteaceae*	Arbre		Af. du Sud, Hawaii, Pol. fra., Jamaïque
Ligustrum sinense Lour.	*Oleaceae*	Arbuste	Haut/ Hygro	Af. du Sud, Queensland
Litsea glutinosa (Lour.) Robinson	*Lauraceae*	Petit arbre	Bas/ Xéro	Af. du Sud, La Réunion, Maurice, Mayotte
Muntigia calabura L.	*Tiliaceae*	Petit arbre	Bas/ Xéro-Méso	Pol. fra., Nauru, Guam, Singapour
Murraya paniculata (L.) Jacq. (syn. *M. exotica*)	*Rutaceae*	Petit arbre		Maurice, Floride, Hawaii
Ochna kirkii Oliver (syn. *I. thomsoniana*)	*Ochnaceae*	Arbuste	Bas/ Méso	Galápagos, Pol. fra.
Ochroma lagopus Sw. (syn. *O. pyramidale*)	*Bombacaceae*	Arbre	Bas-Moy/Hygro	Galápagos, Pol. fra.
Odontonema strictum (Nees) Kuntz (syn. *O. tubiforme, O. cuspidatume*)	*Acanthaceae*	Herbe dressée	Bas-Moy/ Méso-Hygro	Hawaii, Pol. fra.
Olea europaea L.	*Oleaceae*	Arbre	Moy/ Xéro	Hawaii
Opuntia stricta Haw.	*Cactaceae*	Succulente		Af. du Sud, Queensland
Passiflora mollissima (Kunth.) L. Bailey	*Passifloraceae*	Liane	Moy-Haut/ Méso-Hygro	Af. du Sud, Hawaii, Nouvelle-Zélande
Phormium tenax J. R. Forst. & G. Forst.	*Phormiaceae*	Herbacée dressée		Hawaii
Pithecellobium dulce (Roxb.) Benth.	*Leguminosae*	Arbre	Bas/ Xéro	Caraïbes, Hawaii, Maurice, Queensland
Prosopis pallida (Willd.) Kunth.	*Leguminosae*	Petit arbre	Bas/ Xéro	Hawaii
*Psidium cattleianum** Sabine	*Myrtaceae*	Arbre	Bas-Moy/ Méso-Hygro	Hawaii, Pol. fra., La Réunion, Maurice
Sanchezia parvibracteata Sprague & Hutch	*Acanthaceae*	Herbe dressée		Queensland
Schefflera actinophylla (Endl.) Harms. (syn. *Brassaia actinophylla* Endl.)	*Araliaceae*	Arbre	Bas/ Xéro-Méso	Hawaii, Pol. fra.
Spathodea campanulata Pal.*	*Bignoniaceae*	Arbre	Bas-Moy/ Méso-Hygro	Hawaii, Pol. Fra., Fidji, Singapour
Strobilanthes hamiltonianus (Steudel) Bosser & Heine (syn. *Diflugossa colorata*)	*Acanthaceae*	Herbe dressée	Moy/ Hygro	La Réunion
Tabebuia pallida (Lindl.) Miers	*Bignoniaceae*	Arbre	Bas/ Xéro	Maurice, Hawaii, Singapour, Afrique Est
Tagetes patula L.	*Compositae*	Herbe		Hawaii

Thunbergia alata Bojer ex Sims	*Acanthaceae*	Liane	Bas-Moy/ -	Queensland, Nouvelle-Zélande, Jamaïque, Fidji, Samoa, Pol. fra.
Thunbergia grandiflora Roxb.	*Acanthaceae*	Liane	Bas-Moy/ Méso-Hygro	Queensland, Pol. fra., Singapour
Tibouchina semidecandra DC (Cogn.)	*Melastomataceae*	Arbuste		Hawaii
Toona australis (F. v. Muell.) C. DC	*Meliaceae*	Arbre		Hawaii
Zantedeschia aethiopica (L.) Sprengel	*Araceae*	Herbacée	Moy-Haut/ Hygro	La Réunion, Hawaii, Californie, Nouvelle-Zélande
Zizyphus mauritiana Lam	*Rhamnaceae*	Petit arbre	Bas/ Xéro	Fidji, Australie

Tableau 10 : Quelques espèces potentiellement envahissantes (naturalisées et en phase d'extension, « espèces émergeantes ») dans les îles, archipels et régions tropicales du Pacifique et de l'océan Indien et présentes (cultivées) dans l'archipel néo-calédonien

Nom scientifique (synonymes)	Famille	Type biologique	Habitat	Iles ou régions où l'espèce se naturalise
Bartlettina sordida (Less) R. King & H. Robinson (syn. *Eupatorium sordidum* Less)	*Compositae*	Herbacée	Bas-Moyen/Méso-Hygro	Nouvelle-Zélande
Cabomba caroliniana Gray	*Cambombacaceae*	Herbacée aquatique	Eaux douces	Queensland
Calliandra calothyrsus Meissn.	*Leguminosae*	Petit arbre	Moyen-Haut/Hygro	La Réunion, Puerto Rico
Dypsis lutescens (H. Wendl.) Beentje & J. Dransf. (syn. *Chrysalidocarpus lutescens* H. Wendl.)	*Palmae*	Palmier	Bas-Moyen/Méso	Pol. fra.
Licuala grandis Wendl	*Palmae*	Palmier	Bas-Moyen/Méso	Pol. fra.
Saritaea magnifica (Sprague ex Steenis) Dugand	*Bignoniaceae*	Liane	Moyen/Hygro	Pol. fra.
Tetrapanax papyferum (Hook) C. Koch	*Araliaceae*	Arbuste	Moyen-Haut/Hygro	La Réunion, Maurice, Nouvelle-Zélande
Thevetia peruviana (Pers.) K. Schum. (syn. *Cascabela thevetia* (L.) Lippold)	*Euphorbiaceae*	Petit arbre	Bas-Moyen/Xéro-Méso	Hawaii, Fidji, Puerto Rico, Jamaïque

Discussion : une première évaluation

Le nombre d'espèces introduites (plus de 1 500), naturalisées (plus de 360) et envahissantes (plus de 67) dans l'archipel néo-calédonien, et leur densité (nombre par km²) semblent relativement faibles comparés à ceux des îles tropicales océaniques voisines dans le Pacifique (Hawaii, Polynésie française) ou de l'océan Indien (la Réunion).

Par comparaison, le nombre de plantes introduites recensées actuellement en Nouvelle-Zélande dépasse les 20 000 (Wilton et Breitwieser, 2000) et atteint les 10 000 à Hawaii (Staples et Cowie, 2001), archipel dont la superficie est proche de celle de la Nouvelle-Calédonie. De même, le pourcentage de la flore naturalisée par rapport à la

flore totale dans l'archipel néo-calédonien (10 %) est très faible comparé à celui des îles tropicales du Pacifique (Hawaii, Polynésie française), de l'océan Indien (la Réunion) ou de la Nouvelle-Zélande (entre 40 et 50 %) (Tableau 11). Nous pensons qu'il s'agit d'un biais lié au manque d'inventaire récent concernant les plantes introduites et naturalisées dans l'archipel néo-calédonien plutôt que d'une plus grande résistance des milieux (écosystèmes et habitats) naturels néo-calédoniens aux invasions. Les îles Mascareignes (Lorence et Sussman, 1986 ; MacDonald et *al*., 1991), les îles Galápagos (Lawesson, 1990 ; Schofield, 1989), les îles Hawaii (Baker et *al*., 1986 ; Vitousek, 1988 ; Stone et *al*. 1992) et la Polynésie française (Meyer et Florence, 1996) ont en effet fait l'objet de nombreuses études spécifiques publiées sur les plantes envahissantes et leurs impacts écologiques depuis plus de 10 ans.

Tableau 11 : Comparaison du nombre et de la densité en plantes naturalisées et envahissantes dans différentes îles continentales et océaniques

Ile ou pays	Surface (km²)	Flore vasculaire primaire	Plantes introduites	Plantes naturalisées (Flore secondaire)	Flore secondaire / Flore primaire + secondaire (%)	Plantes envahis-santes	Densité/km² x 100 plantes naturalisées (envah.)
Nouvelle-Calédonie	19 100	3 260 [a]	> 1 500	> 360	10 %	> 67	1,9 (0,3)
Nouvelle-Zélande	269 000	2 700 [b]	> 20 000 [b]	2 100 [b]	44 %	217	0,7 (0,08)
Australie	7 682 000	15 638 [c]	?	1 952 [c]	11 %	?	0,03 (?)
Queensland	1 727 000	7535 [c]	?	1 161 [c]	13 %	285 [c]	0,07 (0,02)
Hawaii	16 700	1 186 [d]	> 10 000 [d]	> 1 000 [d]	46 %	469 [d]	6 (2,8)
Polynésie française	3 520	898 [e]	>1 800 [f]	> 570 [f]	39 %	> 70 [f]	16 (1,9)
La Réunion	2 510	932 [g]	> 2 200 [g]	> 628 [g]	48 %	> 150 [h]	25 (6,4)

[a] Jaffré, 2003.

[b] Owen, 1996 ; Wilton et Breitwieser, 2000.

[c] Humphries et *al.* 1992 ; *Australian National Botanic Gardens*, *Canberra/Center for Biodiversity Research.*

[d] Staples et Cowie, 2001.

[e] Florence, 2003.

[f] Meyer, données non publiées.

[g] Lavergne et *al.,* 1999.

[h] Lavergne, données non publiées.

Évolution du nombre d'espèces dans le temps

Certains taxons introduits en Nouvelle-Calédonie et recensés en 1994 n'étaient pas cités en 1985 (MacKee, 1985) : c'est le cas de l'arbre envahissant *Miconia calvescens* (mélastomatacée*) « encore rare sur le Territoire, [il] devient localement envahissant mais pourra probablement être éliminé* » (MacKee, 1994, page 100) et du taxon *Acacia concinna* cité comme étant « *devenu localement un fléau* » (MacKee, 1994, page 76). La base de donnée du laboratoire de botanique de l'IRD-Nouméa cite 160 taxons introduits non mentionnés par MacKee (1994). D'autres espèces voient leur statut changer entre 1985 et 1994 : c'est le cas, par exemple, de l'herbacée rampante *Wedelia trilobata* (composée) mentionnée comme simplement cultivée, en 1985 puis comme « *envahissante* », en 1994.

L'évolution du nombre d'espèces introduites dans les îles océaniques ou continentales est rapide : plusieurs centaines d'espèces végétales nouvelles sont introduites en Nouvelle-Zélande chaque année. Dans la ville d'Auckland, quatre nouvelles espèces sont ajoutées à la flore secondaire des plantes naturalisées chaque année (Elsler et Astridge, 1987 cités *in* Timmins et Williams, 1991). La flore introduite de Hawaii, estimée à 4 600 taxons dans les années 1980 (Smith, 1985), compte actuellement plus de 10 000 taxons, soit un doublement du nombre en vingt ans.

Toutes les espèces végétales introduites ne se naturaliseront pas dans la végétation environnante et seul un petit nombre des plantes naturalisées deviendra envahissant. Selon la règle des « trois dix » (« *3 ten rules* » ; Williamson, 1996), sur 1 000 espèces importées, 100 s'acclimateront, 10 se naturaliseront et une seule deviendra envahissante. Le nombre de plantes naturalisées à Hawaii est passé de 800 dans les années 1990 (Webster, 1992) à 1 000, dix ans plus tard (Staples et Cowie, 2001). En 2003, au moins 15 espèces nouvellement naturalisées ont été recensées à Hawaii (Oppenheimer, 2003 ; Staples et *al.,* 2003), incluant notamment *Celosia argentea, Axonopus compressus,* le pin des Caraïbes *Pinus caribaea* var. *hondurensis, Prunus persica* et *Ligustrum lucidum*, espèces présentes en Nouvelle-Calédonie (MacKee, 1994).

Le cas particulier des acanthacées qui est l'une des familles comprenant le plus de plantes ornementales dans les tropiques est remarquable : à Hawaii, 15 espèces naturalisées ont été recensées dans les années 1990, 4 nouvelles espèces naturalisées ont été citées en 1999, et 2 nouvelles espèces naturalisées en 2000 ; à l'île de la Réunion, 16 espèces naturalisées étaient recensées dans les années 1990, et 4 autres espèces naturalisées et 3 subspontannées ont été récemment découvertes (Meyer et Lavergne, 2004). Les grandes acanthacées dressées, telles que *Sanchezia parvibracteata* et *Strobilanthes hamiltonianus,* et les lianes *Thunbergia grandiflora* et *T. laurifolia,* toutes considérées comme cultivées, voire spontanées (MacKee, 1994) sont actuellement naturalisées, voire envahissantes, en Nouvelle-Calédonie (notamment dans la propriété Lavoix ; J.-Y. Meyer, observation personnelle, 2005).

Modes et voies d'introduction

Horticulture et jardins

Selon Mack (1992), le critère majeur de la dissémination actuelle des plantes introduites est leur valeur commerciale, principalement pour l'industrie horticole (*green business*). Ainsi, 70 % des espèces végétales envahissantes en Nouvelle-Zélande ont été introduites comme plantes ornementales, contre seulement 12 % pour l'agriculture, la foresterie ou l'horticulture et 11 % par accident (*Department of Conservation*, 1998). Actuellement, environ 50 % des pestes végétales à la Réunion, 40 % en Afrique du Sud, 36 % à Hawaii et 30 % en Australie sont des plantes ornementales (voir Meyer et Lavergne, 2004). Les villes sont une source initiale pour de nombreuses mauvaises herbes envahissantes, certaines espèces étant déplacées avec des déchets verts, comme *Hedychium flavescens* ou *Tradescantia fluminensis* qui se reproduisent par voie végétative (Timmins et Williams, 1991).

Aux XIXe et XXe siècles, ce sont les jardins botaniques et d'essais, ou d'acclimatation, qui ont largement contribué aux introductions de plantes ornementales

dans les îles françaises du Pacifique, notamment à Tahiti et en Nouvelle-Calédonie (Barrau, 1966). Le jardin botanique privé, créé en 1957 dans les hauteurs de Nouméa par M. Lucien Lavoix, « *directeur d'une importante maison de commerce de Nouméa et excellent horticulteur aussi bien que botaniste* », connut « *une activité intense dans le domaine de l'introduction de plantes* » (Barrau, *loc. cit*., page 25). Parmi les plantes ornementales introduites dans ce jardin botanique figurent *Miconia calvescens* et *Strobilanthes hamiltonianus* qui ont proliféré. Ce sont actuellement les jardineries et les pépinières qui constituent les principales voies d'entrée pour les plantes envahissantes. La moitié des plantes naturalisées dans la région de Victoria en Australie sont vendues en horticulture (Cronk et Fuller, 1995). De nombreuses cactacées et de nombreux palmiers ont été récemment introduits en Nouvelle-Calédonie, dont *Licuala grandis* (MacKee, 1994), actuellement naturalisé en Polynésie française ; la grande acanthacée *Megakespama erythrochlamys*, subspontanée et potentiellement envahissante à la Réunion (Meyer et Lavergne, 2004), est en vente à Nouméa bien que non citée par MacKee (1994) et inexistante dans la base de données de l'IRD. De même, les « pestes végétales » *Spathodea campanulata*, *Hedychium gardnerianum* et les plantes aquatiques envahissantes *Salvinia molesta, Eichhornia crassipes* sont commercialisées à Nouméa (à la jardinerie « Pacifique Jardin » par exemple, J.-Y. Meyer, observation personnelle). L'aquariophilie est un vecteur de l'introduction de plantes aquatiques comme *Egeria densa*, introduite dans certains cours d'eau de Tahiti vraisemblablement avec l'eau d'un aquarium, et actuellement envahissante dans le seul lac d'eau douce de Tahiti. Les fougères naturalisées *Pityrogramma calomelanos* (« *silver-fern* ») et *Pteris ensiformis* à Tahiti semblent également communes en culture à Nouméa (elles sont plantées dans la station de recherche maraîchère et horticole de l'IAC, J.-Y. Meyer, observation personnelle).

Agriculture et élevage

De nombreuses espèces, principalement des graminées, introduites intentionnellement comme plantes fourragères et pour les pâturages en Nouvelle-Calédonie, sont actuellement considérées comme envahissantes ou comme des mauvaises herbes des cultures. Dans le nord de l'Australie, parmi les 463 espèces fourragères qui ont été introduites entre 1947 et 1985, seulement 21 se sont révélées être utiles et 60 sont devenues des mauvaises herbes dans les cultures et dans les milieux naturels (Lonsdale, 1994). L'arbuste potentiellement envahissant *Calliandra calothyrsus* a été introduit en Nouvelle-Calédonie comme plante fourragère dans les années 1990. Les contaminants dans les lots de semences de plantes cultivées importées en Nouvelle-Calédonie constituent une seconde voie d'introduction, accidentelle ou involontaire. C'est le cas, par exemple, de *Leucas* sp. dans du sorgho (V. Blanfort, communication personnelle, 2005).

Foresterie et agroforesterie

Environ 282 espèces ligneuses utilisées en foresterie sont considérées comme des plantes envahissantes dans le monde (Haysom et Murphy, 2003). Au moins 19 espèces de *Pinus* sont devenues envahissantes dans l'hémisphère Sud (Myers et Bazely, 2003) et environ 30 espèces de légumineuses, dont *Leucaena leucocephala* et *Paraserianthes falcataria*, introduites pour la reforestation, sont devenues des pestes végétales majeures dans le monde (Hughes et Styles, 1989). En Nouvelle-Calédonie, le Centre technique Forestier Tropical à Boulouparis a introduit plus de dix espèces

d'*Eucalyptus* à la fin des années 1980 (MacKee, 1994). Certaines de ces espèces sont actuellement naturalisées dans la province Nord (J. Munzinger, observation personnelle). Cinq espèces d'*Acacia* ont été introduites à Boulouparis et Port-Laguerre entre 1984 et 1989, dont *Acacia melanoxylon* et *Acacia mangium* (MacKee, 1994), des espèces potentiellement envahissantes pour l'archipel néo-calédonien. Certaines pratiques sylvicoles favorisent également la dissémination de plantes envahissantes. Ainsi en 2005, dans une plantation d'*Agathis lanceolata* située vers le Pic du Pin en zone de maquis minier, nous avons observé plusieurs types d'invasions : par la fougère *Pityrogramma calomelanos*, par les herbacées *Conyza bonariensis, Emilia sonchifolia, Erigeron* sp., *Mimosa invisa, Cuphea* sp., *Pilea microphylla, Mimosa pudica, Chamaesyce hirta, Urena lobata, Ageratum conizoides, Phyllanthus* sp., *Panicum maximum,* par l'arbuste *Stachytarpheta urticifolia* et par le petit arbre *Psidium guajava* (J.-Y. Meyer et J. Munzinger, observation personnelle, 2005). Elles auraient été introduites avec les apports d'engrais ou de sol contaminés par des graines lors de la plantation (S. MacCoy, communication personnelle, 2005).

Alimentation

De nombreuses plantes alimentaires exotiques (par exemple les kiwis, les cumquats ou kumquat ou *Fortunella japonica*) ont été récemment introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie, parfois par des communautés ethniques (cas de *Vigna umbellata* cultivé par des maraîchers vietnamiens et *Vigna radiata*, le soja germé des restaurants asiatiques, par des maraîchers javanais et vietnamiens ; MacKee, 1994), sans toutefois se naturaliser. Le « quatre-épices » *Pimenta racemosa,* cultivé en Nouvelle-Calédonie (MacKee, 1994, page 106), s'est fortement naturalisé en Polynésie française ou à Tonga. Les arbustes *Rhodomyrtus tomentosa* et *Ardisia elliptica*, introduits pour leurs fruits charnus comestibles, sont devenus des « pestes végétales » majeures à Hawaii et en Polynésie française (Meyer, 1998). Le néflier du Japon *Eryobotrya japonica* (rosacée), planté en Nouvelle-Calédonie, est actuellement naturalisé à Hawaii (Motooka et *al.,* 2003) et envahissant en Nouvelle-Zélande (Owen, 1996) et dans les forêts semi-sèches de l'île de la Réunion (MacDonald et *al.,* 1991 ; J.-Y. Meyer, observation personnelle).

Réhabilitation et re-végétalisation des sites miniers

La contamination des lots de semences d'espèces végétales utilisées pour la re-végétalisation par d'autres plantes (cas de *Pilea microphylla*) a été observée. L'apport d'engrais ou de matériaux susceptibles de fertiliser le sol favorise la naturalisation d'espèces introduites sur les terrains miniers. L'utilisation de graminées, annuelles d'abord, puis pérennes comme *Cynodon dactylon* et *Eragrostis* spp., augmenterait le risque d'une adaptation par mutation - sélection et de créations potentielles de variétés résistantes et adaptées aux sols des maquis miniers.

Aménagement urbain

Le reverdissement des bords de route et des rond-points est réalisé exclusivement avec des espèces ornementales introduites. La grande graminée *Arundo donax* est plantée sur les remblais de routes et l'herbacée rampante *Wedelia trilobata* pour stabiliser le sol (J.-Y. Meyer, observation personnelle, 2005).

Rôle des perturbations

Les perturbations naturelles ou anthropiques des écosystèmes naturels sont connues pour favoriser les invasions (voir par exemple Elton, 1958), notamment celles d'espèces végétales pionnières ou de succession secondaire précoce (Crawley, 1987). Des superficies importantes de forêts naturelles ont été détruites ou fragmentées et converties en savanes en Nouvelle-Calédonie. Ces perturbations ont été initiées depuis la colonisation par les premiers Mélanésiens, il y a plusieurs milliers d'années (Sand et *al*., 2003), puis ont été accentuées durant les deux derniers siècles par la combinaison de l'élevage intensif et des feux répétés. Les incendies constituent actuellement l'une des principales menaces pour la végétation naturelle en Nouvelle-Calédonie (Morat et *al.* 1999) avec environ 50 000 ha brûlés et détruits chaque année, touchant principalement les savanes, les maquis miniers et les vestiges de forêts sèches (Jaffré et *al.* 1998). Ces feux, probablement favorisés par la présence de bétail et, dans certains cas, par la présence de cerfs en Nouvelle-Calédonie (De Garine-Wichatitsky et *al.,* 2005), continuent de réduire les fragments forestiers et permettent ainsi l'intrusion de nombreuses plantes envahissantes (D'Antonio, 2000). Cette synergie négative entre fragmentation, surpâturage, feux et invasion est également bien documentée dans le Sud-Ouest de l'Australie (Hobbs, 2001).

Les cyclones jouent également un rôle non négligeable dans l'invasion des forêts naturelles par des plantes envahissantes pionnières en favorisant des trouées de lumière et en perturbant le sol : ouverture de la canopée, déracinement ou chute des arbres (chablis), glissements de terrain et crues. L'explosion démographique de la liane *Cardiospermum grandiflorum* (sapindacée) à Rarotonga aux îles Cook a été induite par le cyclone Sally en 1986, celle de la ronce *Rubus rosifolius* dans les îles de la Société après les cyclones de 1982-1983, ou celle de l'arbuste *Rhodomyrtus tomentosa* à Kaua'i (Hawaii) après le cyclone Iniki en 1992 (Meyer, 1998, 2005). Avec en moyenne 3 à 4 perturbations tropicales actives (dépressions modérées ou fortes, cyclones) affectant la Nouvelle-Calédonie par an (129 perturbations entre 1947 et 1978 ; environ 1,5 cyclone et 1,5 dépression tropicale par an entre 1975 et 2004, Météo-France, 2005), la fréquence de ce type de perturbations naturelles est relativement importante et le risque d'invasion s'en trouve accru.

Phénomène de « facilitation » ou mutualisme

L'invasion de nombreuses plantes introduites a été facilité (d'où le terme de « facilitation », Cronk et Fuller, 1995) par l'introduction ou la présence d'espèces animales allochtones (Simberloff et Von Holle, 1999). Les cochons sauvages ont ainsi favorisé la dissémination active de l'arbre *Psidium cattleianum* (myrtacée) ou de la liane *Passiflora mollissima* (passifloracée) aux îles Hawaii par ingestion de leurs fruits et par la création de perturbations du sol favorables à la germination de leurs graines. Des oiseaux frugivores généralistes ont également facilité la dispersion sur de grandes distances de plantes envahissantes aux fruits charnus (baies ou drupes) dans les îles tropicales : le bulbul *Pycnonotus jocosus* a propagé l'arbre *Citharexylum spinosum* à Hawaii, ainsi que la ronce *Rubus alceifolius* et l'arbuste *Clidemia hirta* à la Réunion (Clergeau et Mandon-Dalger, 2001) ; *Zosterops lateralis* et *Pycnonotus cafer* ont contribué à l'invasion rapide de *Miconia calvescens* à Tahiti (Meyer, 1994), et *Zosterops japonica* de l'arbre *Myrica faya* à Hawaii.

La présence en Nouvelle-Calédonie d'une guilde d'oiseaux frugivores introduits, indigènes voire endémiques (notamment *Zosterops xanthochorous* et *Z. lateralis griseonata*), augmente le risque de dissémination de plantes introduites envahissantes.

Invasibilité des habitats naturels

Bien que certains écosystèmes et habitats naturels de la Nouvelle-Calédonie paraissaient jusqu'à présent moins susceptibles ou vulnérables (pour ne pas dire « plus résistants ») à l'invasion par des plantes introduites en raison du faible nombre de plantes introduites qui y sont naturalisées (Guillaumin, 1942 ; Barrau et Devambez, 1957 ; Morat et *al.,* 1981 ; Tableau 12), nous pensons qu'aucun milieu n'est à l'abri d'une possible invasion par une plante introduite déjà présente en Nouvelle-Calédonie. Ceci concerne toute plante introduite mais encore en « phase de latence », ou toute plante encore absente de l'archipel mais susceptible d'être introduite dans un futur proche *via* les principales voies d'entrée (horticulture, agriculture, élevage, foresterie, etc.). Il existe un risque actuel d'introduire des espèces ornementales tolérantes à l'ombre et se reproduisant végétativement qui ont un potentiel plus important à envahir des écosystèmes forestiers intacts (Denslow, 2003).

Voici un aperçu des risques pour chaque type d'habitat :

Les **maquis miniers** sont des sols issus des roches ultrabasiques très riches en métaux (nickel, cobalt, manganèse et chrome) et excessivement pauvres en éléments nutritifs (calcium, potassium, phosphore, azote) ainsi qu'en matière organique. Ce substrat pauvre et toxique « *a constitué une barrière écologique qui a limité l'installation d'espèces allochtones pantropicales, ailleurs très compétitives et envahissantes* » (Jaffré, 2003). On y observe actuellement un début d'invasion par le pin des Caraïbes *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. La présence du petit arbre *Psidium cattleianum*, naturalisé en bas des Chutes de la Madeleine et à Yaté (J. Munzinger, observation personnelle), indique que cette espèce est capable de se développer sur sols ultramafiques. D'autres espèces se développant sur des sols ultramafiques ou serpentiniques dans leur région d'origine (Philippines, îles Salomon, Indonésie et Cuba notamment ; Borhidi, 1992) pourraient envahir ce type de milieu si elles étaient introduites en Nouvelle-Calédonie.

Les **forêts denses humides,** actuellement pas ou peu envahies en Nouvelle-Calédonie, pourraient être menacées par des espèces de successions secondaires tardives, à croissance rapide et de reproduction précoce, adaptées à de faibles luminosités en sous-bois, et produisant de grandes quantités de petits fruits charnus dispersés activement par les oiseaux, comme les petits arbres *Miconia calvescens* (mélastomatacée), *Psidium cattleianum* (myrtacée), *Ligustrum* spp. (oléacée) ou *Pittosporum undulatum* (pittosporacée). Ces espèces sont capables d'envahir des forêts naturelles apparemment intactes ou très faiblement perturbées.

Parmi les envahisseurs potentiels de zones humides, telles que **les mangroves,** figurent *Annona glabra* et *Rhizophora mangle* non signalés dans l'archipel néo-calédonien, mais également *Wedelia trilobata* présent, cultivé et déjà naturalisé en bordure de routes en Nouvelle-Calédonie.

– **Dans les forêts littorales sur substrat calcaire** des atolls et récifs soulevés (îles Loyauté, par exemple) figurent des envahisseurs avérés ou potentiels,

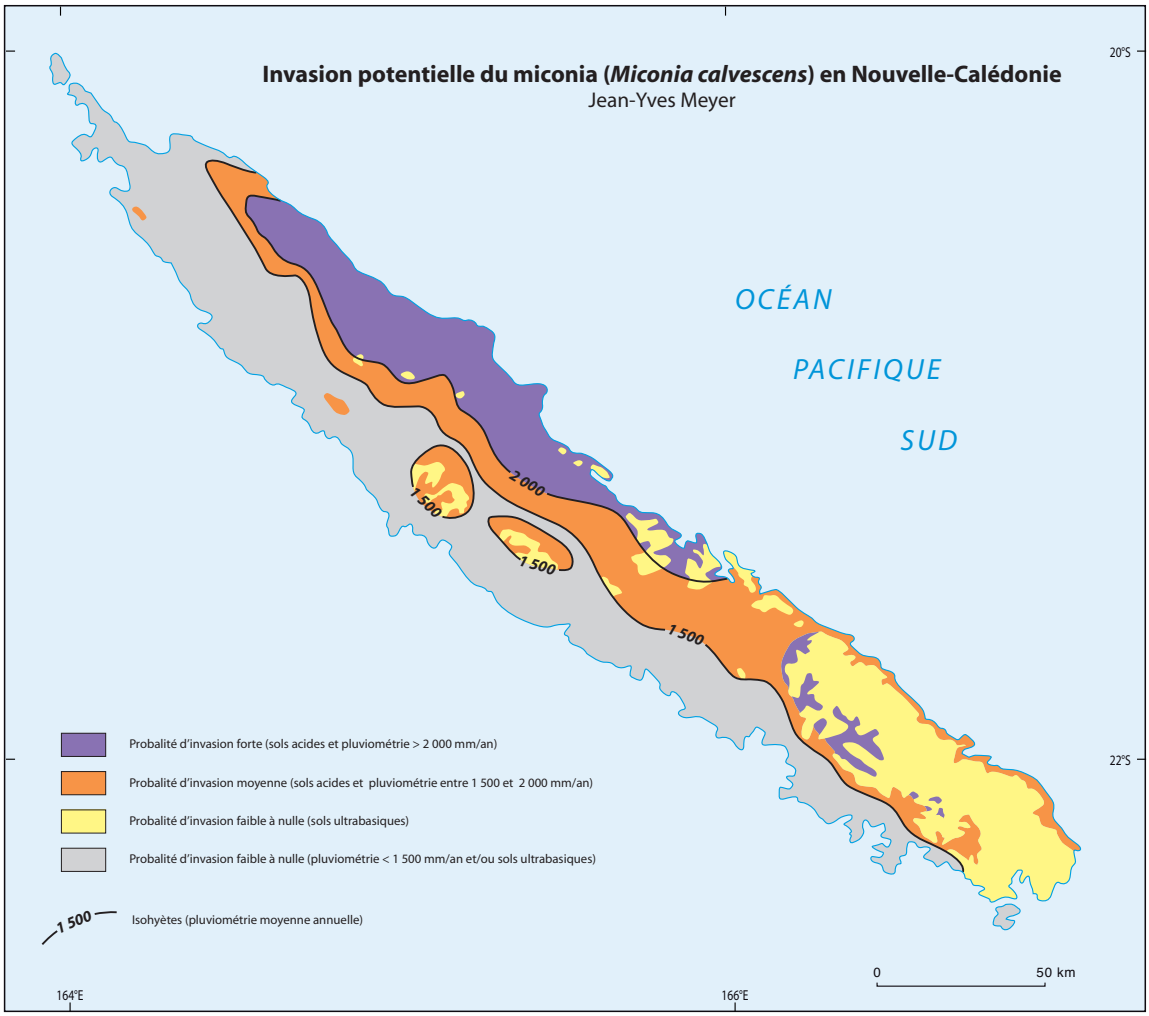
tels que le petit arbre *Leucaena leucocephala,* l'agave *Furcraea foetida* et les herbacées *Wedelia trilobata* et *Zebrina pendula.*

Tableau 12 : Superficie, richesse de la flore et vulnérabilité supposée des principaux types d'habitats en Nouvelle-Calédonie (d'après Jaffré et *al.,* 2001)

Type d'habitat	Fourrés secondaires	Savane	Mangrove et formations halophiles	Forêt sèche	Forêt dense humide	Maquis minier
Superficie en km² (% surface totale)	6 000 (30 %)		200 (1 %)	350 (2 %)	4 000 (21 %)	4 400 (23 %)
Flore primaire	335	81	187	438	2 012	1 144
Flore endémique (%)	42 (12,5 %)	7 (8,6 %)	23 (12,3 %)	252 (57,5 %)	1 654 (82,2 %)	1 016 (88,8%)
Flore secondaire / Flore primaire	> 1	> 1	< 1	> 1	< 1	< 1
Vulnérabilité	Forte	Forte	Faible ?	Forte	Faible ?	Faible ?

En Australie, les milieux naturels les plus sensibles aux invasions par des plantes introduites sont par ordre d'importance (Humphries et *al*., 1992) :

- les zones riveraines (*riparian*), comprenant les corridors fluviaux, les bordures de rivières, les ripisylves et les forêts-galeries, envahies par *Acacia nilotica, Parkinsonia aculeata, Salix* spp. ;
- les zones humides tropicales envahies par *Mimosa pigra, Brachiaria mutica, Salvinia molesta* ;
- les forêts humides tropicales envahies par *Thunbergia grandiflora, Annona glabra, Macfadenya unguis-cati* et *Ligustrum* spp. ;
- les forêts sèches envahies par *Cryptostegia grandiflora* ;
- et les savanes par *Pennisetum* spp..



Carte de l'invasion potentielle du miconia (*Miconia calvescens*) en Nouvelle-Calédonie : simulation de l'extension sur la Grande Terre si aucun effort de lutte n'est mis en place

Cette simulation a été réalisée à partir des caractéristiques bio-écologiques du miconia (Meyer, 1994, 1998) et des cartes de l'Atlas de la Nouvelle-Calédonie (Sautter, 1981) : (1) la carte de la pluviométrie moyenne annuelle : ont été exclues les zones de pluviométrie moyenne annuelle inférieure à 1 500 mm, peu ou pas favorables au développement du miconia ; (2) la carte de la pédologie : ont été exclus les sols ultramafiques non favorables au développement du miconia ; (3) n'ont pas été pris en compte la carte de la végétation, notamment le type de formation végétale (forêt ou végétation basse) et sa nature (formations primaires –naturelles-, ou formations secondaires –perturbées par l'homme-). Le miconia est en effet capable d'envahir les deux types de forêts, mais est théoriquement peu ou pas envahissant dans des forêts à canopée haute et fermée (Meyer et Lavergne, 2001) sauf en cas de perturbations naturelles ou artificielles : trouées causées par des cyclones, déforestation / fragmentation issues des activités humaines, qu'elles soient directes ou indirectes (introduction de mammifères herbivores). Selon cette simulation, environ 25 % de la Grande Terre, soit 4 000 km², seraient potentiellement susceptibles d'être envahis par le miconia, notamment la côte Est (située au vent) de la province Nord.

Le cas des plantes indigènes « envahissantes »

Certaines espèces, ou variétés, indigènes (dites autochtones ou « *natives* ») ou certaine espèces endémiques de la flore néo-calédonnienne, notamment *Casuarina collina* (casuarinacée) et *Acacia spirobis* subsp. *spirorbis* (légumineuse), sont des taxons grégaires, largement ubiquistes à basse altitude. Ils montrent un comportement invasif dans les groupements végétaux, dégradés par l'anthropisation, qu'ils tendent à transformer en peuplements stables à caractère monospécifique. Il s'agit probablement d'espèces ou de variétés néo-endémiques ou néo-indigènes (résultant de l'isolement de

leurs populations sur l'archipel néo-calédonien) qui ont conservé le caractère invasif des espèces dont elles sont issues. *Casuarina collina* serait proche de *Casuarina cunninghamiana* (cette espèce est d'ailleurs signalée sous ce nom par les premiers botanistes ayant travaillé sur la flore de la Nouvelle-Calédonie et notamment par R. Virot dans son ouvrage sur la « Végétation Canaque » publié en 1956 ; Virot, 1956). *Acacia spirorbis* subsp. *spirorbis*, variété autochtone signalée aussi à Vanuatu, est voisine de l'espèce *Acacia spirorbis* subsp. *solandri* trouvée en Australie et en Nouvelle-Guinée. Nous avons également observé d'autres espèces indigènes, telles que *Commersonia bartramia* (malvacée) à Port-Bouquet et « Tchamba » ou la liane *Mucuna platyphylla* (légumineuse), capables de se propager rapidement et/ou de former des couverts monospécifiques au détriment d'autres plantes indigènes (J. Munzinger et J.-Y. Meyer, observation personnelle).

S'il n'est pas nécessaire, ni prioritaire d'éradiquer ces espèces, il faut, compte tenu de leur capacité d'envahissement, éviter de les propager volontairement ou inconsidérément sous prétexte qu'elles poussent vite dans des conditions de milieux variés. Ces indigènes envahissantes en Nouvelle-Calédonie constituent également des plantes potentiellement envahissantes pour d'autres régions du monde. Il convient donc de communiquer avec les pays, archipels et îles tropicales et subtropicales sur les risques d'introduction et d'invasion de ces espèces.

Conclusions : recommandations de gestion

Cette étude constitue une première évaluation de la situation des plantes envahissantes et potentiellement envahissantes dans l'archipel néo-calédonien, les données et les listes d'espèces présentées dans ce rapport n'étant ni exhaustives, ni définitives.

Afin de pouvoir mettre en place une véritable stratégie de gestion pour les plantes envahissantes en Nouvelle-Calédonie, comme il en existe déjà en Australie (*National Weed Strategy*) ou en Nouvelle-Zélande (*Strategic Plan for Managing Invasive Weeds*, *Department of Conservation*, 1998), et afin de suivre les recommandations émises au niveau régional (Programme régional océanien pour l'environnement ou PROE) et international (GISP, UICN), voici les points qui nous semblent nécessaires :

Compléter les lacunes dans les connaissances sur les plantes introduites, naturalisées et envahissantes en Nouvelle-Calédonie. Le dernier recensement date de 10 ans (MacKee, 1994), or l'évolution du nombre de plantes introduites dans les écosystèmes insulaires tropicaux est extrêmement rapide. De plus, lors de notre analyse, nous avons remarqué que de nombreuses données citées en 1985 n'ont pas été remises à jour en 1994 (c'est-à-dire qu'il n'y a pas eu de nouvelles récoltes, ni de réévaluation du statut). De même, la base de données du laboratoire de botanique de l'IRD-Nouméa semble incomplète (des taxons cités par MacKee sont absents). Un inventaire systématique associé à la récolte d'échantillons de référence (specimens qui seront déposés dans l'herbier de Nouvelle-Calédonie) dans les différents milieux naturels, semi-naturels et dans les agrosystèmes est nécessaire, avec une priorité pour les habitats

naturels protégés et/ou à forte valeur patrimoniale. La réévaluation du statut actuel de toutes les plantes introduites (plantes actuellement cultivées, subspontanées, naturalisées ou envahissantes) doit être effectuée. Des inventaires exhaustifs dans les différents îles et îlots doivent être menés afin d'avoir un meilleur aperçu de la distribution géographique des espèces, actuellement incomplète, voire absente pour certaines entités géographiques. Une hiérarchisation des espèces envahissantes par type d'écosystème envahi (notamment les milieux naturels) doit être mis en place afin d'identifier les espèces prioritaires dans le cadre d'un programme de gestion.

Mettre en place un protocole de détection et d'éradication précoce (*early warning system*) des plantes potentiellement envahissantes (« espèces dormantes » ou en phase de latence) ainsi qu'un réseau de surveillance du comportement des espèces introduites : formation d'experts locaux pour l'interception, la détection et la lutte (gardes-forestier ou gardes-nature, botanistes amateurs, associations de protection de la nature, ONG environnementales, etc.).

Fournir une meilleure information sur les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes afin de sensibiliser le grand public, les scolaires (académie, rectorat, ministère, centres de formation professionnelle), les touristes, les professionnels (pépiniéristes, horticulteurs, jardineries, fleuristes, jardins botaniques, aquariophiles, paysagistes, agriculteurs, apiculteurs, éleveurs, tourisme vert) les ONG, les associations de protection de la nature et, bien évidemment, les autorités locales (décideurs, communes, services phytosanitaires, forestiers, de l'agriculture et de l'élevage, de l'environnement, des parcs et réserves, douanes).

Renforcer ou compléter la réglementation existante : une législation plus sévère sur l'importation de plantes ornementales et d'espèces utilisées en foresterie et dans les pâturages. Une « liste noire » d'espèces végétales envahissantes encore absentes en Nouvelle-Calédonie et interdites d'importation pourrait être proposée, ainsi qu'une liste d'espèces déjà présentes en Nouvelle-Calédonie à ne pas cultiver, à ne pas multiplier, ni transporter d'île en île. Une « liste blanche » d'espèces autorisées à l'importation car ne présentant pas (ou très peu) de risque écologique, établie selon un protocole d'évaluation des risques (ou *weed risk assessment*), pourrait être également dressée.

Identifier les espèces envahissantes prioritaires à contrôler, les sites prioritaires (notamment les zones naturelles de forte valeur écologique et/ou patrimoniale, les aires protégées) et les méthodes de lutte efficaces et adaptées (manuelle, mécanique, chimique ou biologique). Ces actions ont pour buts : l'éradication (élimination totale sans risque de ré-invasion) des plantes potentiellement envahissantes encore peu répandues ; le contrôle des plantes fortement envahissantes (réduction de la densité et de l'abondance et maintien en dessous d'un seuil écologiquement ou économiquement acceptable), ou le confinement (*containment*) à une zone géographique donnée. Les rapports coûts / bénéfices devront être pris en compte, notamment en matière de lutte biologique : des agents de lutte biologique contre *Lantana camara, Opuntia* spp., *Salvina molesta, Eichhornia crassipes, Cryptostegia grandiflora, Miconia calvescens* existent déjà et des projets de lutte biologique contre *Acacia nilotica, Jatropha gossipifolia* et *Macfadyena unguis-cati* (espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie) sont en cours dans la région tropicale du Queensland (Walton, 2005).

Contrôler et limiter toutes les perturbations anthropiques dans les milieux naturels (déforestation, feux, mammifères herbivores) qui favorisent l'installation et l'explosion de nombreuses plantes envahissantes.

Renforcer la collaboration régionale (États voisins du Pacifique) et internationale en matière de gestion (lutte, recherche, sensibilisation, règlementation) des plantes envahissantes par le biais de conventions ou d'échanges (formations, par exemple). Cette présente étude est le résultat d'une première collaboration, inédite au niveau international à notre connaissance, entre des experts de la Nouvelle-Calédonie, de la Polynésie française, de Hawaii et d'Australie.

Le développement économique actuel de la Nouvelle-Calédonie, associé à l'augmentation des échanges commerciaux et touristiques avec les pays voisins et entre îles de l'archipel néo-calédonien, conduira à une augmentation (volontaire ou accidentelle) croissante du nombre de plantes étrangères et donc à un risque plus élevé d'introduction de plantes envahissantes, ou potentiellement envahissantes. Une attention toute particulière doit donc être portée aux espèces envahissantes non encore présentes dans l'archipel néo-calédonien, mais également à celles présentes mais non encore naturalisées qui sont reconnues comme étant des envahisseurs majeurs dans les autres archipels, îles et pays tropicaux si l'on veut préserver la biodiversité exceptionnelle de l'archipel néo-calédonien tout en assurant un développement économique durable en Nouvelle-Calédonie.

Remerciements

Nous remercions Rémy AMICE (SIVAP, DAVAR, Nouvelle-Calédonie), Stephan MACCOY (Goro Nickel, Nouvelle-Calédonie), Vincent BLANFORT (IAC, Nouvelle-Calédonie) et Hervé JOURDAN (IRD, Nouvelle-Calédonie) pour la communication d'informations et de données, parfois inédites, sur les plantes envahissantes et les mauvaises herbes de Nouvelle-Calédonie, ainsi que les deux rapporteurs B. CHEVASSUS-AU-LOUIS (INRA, France) et Daniel SIMBERLOFF (University of Tennessee, USA) pour leur relecture critique du manuscrit et leurs commentaires ayant permis d'améliorer cet article. Le premier auteur tient à remercier vivement Christophe LAVERGNE (Conservatoire Botanique National de Mascarin, La Réunion) pour ses commentaires et ses compléments d'information ainsi que Ravahere TAPUTUARAI (Délégation à la Recherche, Tahiti) pour la saisie de l'ensemble des données issues de l'ouvrage de MACKEE (1994) et pour avoir aidé à compléter les données sur les espèces envahissantes du tableau 7.

Bibliographie

ANONYME, 1981 – « Éléments généraux du climat (dont une carte, planche 11) ». *In* Sautter G. (ed) *: Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances.* Paris, ORSTOM,: 29-30.

ANONYME, 2004 - Arrêté n° 1843 CM du 15 décembre 2003 portant codification des réglementations territoriales en matière d'environnement, créant le code de l'environnement de la Polynésie française, et modifiant le code de l'aménagement de la Polynésie française. *Journal Officiel de la Polynésie française*, 25 décembre 2003, n° 52 : 3584.

AUSTRALIAN BIOLOGICAL RESOURCES STUDY, 2001 - *Flora of Australia. Vol. 11B Mimosaceae, Acacia part 2*. Canberra, Australian Bilogical Resources Study, 536 p.

BAKER H.G., MOONEY H.A., DRAKE J.A. (ed.), 1986 - *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. New York, Springer Verlag, 321 p.

BAKER H.G., MOONEY H.A., DRAKE J.A. (ed.), 1986 - *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. New York, Springer Verlag, 321 p.

BARRAU J., 1966 - Jardins botaniques et d'essais aux îles françaises de la mer du Sud. *Cahiers du Pacifique*, 9 : 15-27.

BARRAU J., DEVAMBEZ L., 1957 - Quelques résultats inattendus de l'acclimatation en Nouvelle-Calédonie. *Terre & Vie*, 4 : 324-334.

BASKIN Y., 2002 - *A Plague of Rats and Rubber-vines. The Growing Threats of Species Invasions.* Washington, Island Press/Shearwater Books, 377 p.

BLANFORT V., OLLIVIER G., *à paraître – «* Invasive plants and pasture management in New Caledonia ». *In* BLANFORT, V., ORAPA, W. (éds.) : Actes de l'atelier de travail régional sur les plantes envahissantes des espaces pastoraux, 24-28 novembre 2003, Koné, Nouvelle-Calédonie. IAC/MAE/Ambassade de France en Australie, Nouméa.

BORDHIRI A., 1992 – « The serpentine flora and vegetation of Cuba ». *In* Baker A. J. M., Proctor J., Reeves R.D. (eds.): *The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils*. Andover, Intercept: 83-95

BOULLARD B., 1988 - *Dictionnaire de Botanique*. Paris, Ellipses, 398 pages.

BROCK J. H., 1994 – « *Tamarix* spp. (salt cedar), an invasive exotic woody plant in arid and semi-arid riparian habitats of western USA ». *In* De Waal L.C., Child L.E., Wade P.M., Brock J.H. (eds.): *Ecology and management of invasive riverside plants*. Chichester,John Wiley and Sons Ltd: 27-44.

CARLTON J.T., 1996 - Biological Invasions and Cryptogenic species. *Ecology*, 77(6) : 1653-1655.

CLERGEAU P., MANDON-DALGER I., 2001 - Fast colonisation of an introduced bird : the case of Pycnonotus jocosus on the Mascarene Islands. *Biotropica*, 33(3): 542-546.

CRAWLEY M.J., 1987 – « What makes a community invasible? » In Gray A.J., Crawley M.J., Edwards P.J. (eds): *Colonization, succession and stability*. Oxford, Blackwell Scientific Publications: 429-453.

CRÉMIÈRE L., EHRHART Y., 1990 - 30 ans d'introduction d'espèces de pins en Nouvelle-Calédonie. *Bois et Forêts des Tropiques*, 223 : 3-23.

CRONK Q.C.B., FULLER J.L., 1995 - *Plant invaders: the threat to natural ecosystems.* London, Chapman & Hall, 241 p.

D'ANTONIO C.M., 2000 – « Fire, plant invasions, and global change ». *In* Mooney H.A., Hobbs R.J. (eds.): *Invasive species in a changing world*. Washington D.C., Island Press: 65-93.

DAGET P. GODRON M., DAVID P. (collab.), RISO J. (collab.), 1979 - *Vocabulaire d'écologie. Deuxième édition revue et complétée*. Paris, ACCT, CILF, 300 p.

DE GARINE-WICHATITSKY M., SOUBEYRAN Y., MAILLARD D., DUNCAN P., 2005 - The diets of introduced rusa deer (*Cervus timorensis russa*) in a native sclerophyll forest and a native rainforest of New Caledonia. *New Zealand Journal of Zoology*, 32(2): 117-126.

DENSLOW J.S., 2003 - Weeds in paradise: thoughts on the invasibility of tropical islands. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 90(1): 119-127.

DEPARTMENT OF CONSERVATION, 1998 - *Space Invaders. A Summary of the Department of Conservation's Strategy Plan for Managing Invasive Weeds*. Wellington, Department of Conservation, 28 p.

DI CASTRI F., 1990 – « On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological chance and biological necessity ». *In* Di Castri F., Hansen A.J., Debussche M. (eds.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers: 3-16.

ELTON C., 1958 (réed. 2000) – *The Ecology of Invasion by Animals and Plants*. The University of Chicago Press, 196 p.

EWEL J. J., 1986 – « Invasibility: lessons from South Florida ». *In :* Mooney H.A., Drake J.A. (eds): *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii.* New York, Springer Verlag: 214-230.

FLORENCE J., 1997 - *Flore de la Polynésie française. Volume 1 : Cannabaceae, Cecropiaceae, Euphorbiaceae, Moraceae, Piperaceae, Ulmaceae, Urticaceae*. Paris, ORSTOM, Faune et Flore Tropicales, 393 p.

FLORENCE J., 2003 – « La Polynésie française : environnement phytogéographique, l'homme et ses plantes ». *In* Orliac C. (ed.) : *Archéologie en Océanie Insulaire. Peuplement, Sociétés et Paysages*. Paris, Artcom : 131-149

FOCK CHOW THO F., 2005 - *Cyathea cooperi, une fougère envahissante à la Réunion. Localisation des milieux envahis par Cyathea cooperi à la Réunion*. Rapport de stage BTSA Gestion et Protection de la Nature. Mission Parc National des Hauts, Saint-Denis, 44 p.

GARGOMINY O., BOUCHET P., PASCAL M., M. JAFFRÉ, TOURNEUR J.-C., 1996 - Conséquences des introductions d'espèces végétales et animales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'écologie*, 51(4) : 375-402.

GRICE A.C., AINSWORTH N., 2003 - Sleeper weeds - a useful concept? *Plant Protection Quaterly*, 18: 35-39.

GUILLAUMIN A., 1942 - Les plantes introduites en Nouvelle-Calédonie. *Revue de Botanique Appliquée et d'Agriculture Tropicale*, 245-246 : 13-47.

HAYSOM K.A., MURPHY S.T., 2003 - *The status of invasiveness of forest tree species outside their natural habitat: a global review and discussion paper*. Rome, FAO, Forestry Department, Foresthealth & Biosecurity Working Papers, 76 p.

HOBBS R.J., 2001 - Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in South western Australia. *Conservation Biology*, 15(6): 1522-

HOFF M., BRISSE H., GRANDJOUAN G., 1983 – « La végétation rudérale et anthropique de la Nouvelle-Calédonie et des îles Loyautés (Pacifique Sud) ». In Cramer J. : *Végétations nitrophiles*. Bailleul: 179-248.

HOLM J., PLUCKNETT L.D., PANCHO J., HERBERGER J., 1977 - *The World's Worst Weeds: Distribution and Biology*. Honolulu, East-West Center/University of Hawaii Press, 609 p.

HUGHES C.E., STYLES B.T., 1989 - The benefits and risks of woody legume introductions. *Advances in legume biology*, 29: 505–531.

HUMPHRIES S.E., GROVES R.H., MITCHELL D.S., 1992 – Plant invasions of Australian ecosystems: a status review and management directions. *Kowari*, 2: 1-134

IUCN, 2000 - *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. UICN, Species Survival Commission, Invasive Species Specialist Group, 15 p.

JAFFRÉ T., 2003 - Une flore exceptionnelle. *Sciences au Sud, Le Journal de l'IRD,* 20 : 8.

JAFFRÉ T., MORAT P., VEILLON J.M., RIGAULT F., DAGOSTINI G., 2001 - *Composition et caractérisation de la flore indigène de Nouvelle-Calédonie = Composition and characterisation of the native flora of New Caledonia.* IRD Nouméa, No 4, 121 p.

JAFFRÉ T., RIGAULT F., DAGOSTINI G., 1998 - Impact des feux de brousse sur les maquis ligno-herbacés des roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. *Adansonia*, 20(1): 173-189.

LAWESSON J.E. 1990 - Alien plants in the Galápagos islands: a summary. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard*. 32: 15-20.

LE BELLEC F., RENARD V., 1997 - *Le Grand Livre des Fruits Tropicaux*. CIRAD, Eds. Orphie, Collection Le Grand Livre, 189 p.

LE MIRE PÉCHEUX L., 1996 - *Impact écologique de l'introduction d'une espèce végétale sur la diversité floristique endémique des maquis miniers de la Nouvelle-Calédonie. Le cas des plantations de Pinus caribaea var hondurensis (WILD) dans la Province Sud (La Plaine des Lacs).* DEA Environnement et Sociétés, Université d'Orléans, 85 p.

LONSDALE W.M., 1994 - Inviting trouble : introduced pasture species in Northern Australia. *Australian Journal of Ecology,* 19(3): 345-354.

LORENCE D.H., SUSSMAN R.W., 1986 - Exotic species invasion into Mauritius wet forest remnants. *Journal of Tropical Ecology*, 2: 147-162.

MACDONALD I.A.W., THEBAUD C., STRAHM W.A., STRASBERG D., 1991 – Effects of alien plant invasions on native vegetations remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environmental Conservation*, 18(1): 51-61.

MACK R.N., 1992 – « Characteristics of invasive species ». *In* Stone C.P., Smith C.W., Tunison J.T. (eds.): *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawaii. Management and Research.* Honolulu, University of Hawaii Cooperative National Park Resources, Studies Unit: 42-46.

MACKEE H.S., 1994 - *Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie. 2ème Ed.* Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 164 p.

MAROUF A., 2000 - *Dictionnaire de botanique : les phanérogames*. Paris, Dunod, 256 p.

MEDEIROS A. C., LOOPE L. L., FLYNN T., CUDDIHY L., WILSON K. A., ANDERSON S., 1992 - The naturalization of an Australian tree fern (*Cyathea cooperi*) in Hawaiian rain forests. *American Fern Journal*, 82(1): 27-33.

MEYER J.Y., 1994 - *Mécanismes d'invasion de Miconia calvescens DC. en Polynésie française*. Montpellier, Université de Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc, Thèse de doctorat, 126 p.

MEYER J.Y., 1998 - *Mécanismes et gestion des invasions par des plantes introduites dans des forêts naturelles à Hawaii et en Polynésie française : une étude de cas.* Rapport d'étude post-doctorale. Délégation à la Recherche/University of Hawaii at Manoa, 72 p. (non publié).

MEYER J.Y., 2000 – « Preliminary review of the invasive plants in the Pacific Islands (SPREP Member Countries) ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 85-114.

MEYER J.Y., 2004 - Threat of invasive alien plants to native flora and forest vegetation of Eastern Polynesia. *Pacific Science* 58(3): 357-375.

MEYER J.Y., 2005 - *La situation du miconia (Miconia calvescens) en Nouvelle-Calédonie*. Rapport d'expertise pour le compte de l'Agence de Prévention et d'Indemnisation des Calamités Agricoles et Naturelles de la Nouvelle-Calédonie. Délégation à la Recherche, Papeete, 17 p. + Annexes.

MEYER J.Y., FLORENCE J., 1996 - Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia calvescens* DC. (Melastomataceae). *Journal of Biogeography*, 23(6): 775-783.

MEYER J.Y., LAVERGNE C., 2001 – « The role of forest structure in plant invasions on tropical oceanic islands ». *In* Ganeshaiah K.N., Uma Shaanker R., Bawa K.S. (ds.): *Tropical Ecosystems: Structure, Diversity and Human Welfare*. New Delhi, Oxford-IBH: 456-458.

MEYER J.Y., LAVERGNE C., 2004 – *Beautés fatales*: Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. *Diversity and Distributions*, 10(5-6): 333-347.

MOODY M.E., MACK R.N., 1988 – Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology,* 25(3): 1009-1021.

MORAT P., JAFFRÉ T., VEILLON J.M., 1999 - Menaces sur les taxons rares et endémiques de la Nouvelle-Calédonie. *Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest (SBCO)*, N° spécial 19 : 129-144.

MORAT P., JAFFRÉ T., VEILLON J.-M., MAC KEE H.S. ,1981 – « Végétation (dont une carte, planche 15) ». *In* Sautter G. (ed.) - *Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances.* Orstom, Paris : 39-40, cart. :Carte: 1:1/1000000

MOTOOKA P., CASTRO L., NELSON D., NAGAI G., CHING L., 2003 - *Weeds of Hawaii's pastures and natural areas: an identification and management guide*. Honolulu HI., University of Hawaii, College of Tropical Agriculture and Human Resources, 184 p.

MÜLLER S. (coord.), 2004 - *Les plantes invasives en France : état des connaissances et propositions d'actions.* Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 168 p.

MYERS J.H., BAZELY D., 2003 - *Ecology and control of introduced plants.* Cambridge, Cambridge University Press, 313 p.

NEL J.L., RICHARDSON D.M., ROUGET M., MGIDI T.N., MDZEKE N., LE MAITRE, D.C., VAN WILGEN B.W., SCHONEGEVEL L., HENDERSON L., NESER S., 2004 - A proposed classification of invasive alien plant species in South Africa: towards prioritizing species and areas for management action. *South African Journal of Science*, 100(1-2): 53-64.

OPPENHEIMER H.L., 2003 - New plant records from Maui and Hawai'i Counties. Records of the Hawaii Biological Surveys for 2001-2002. *Bishop Museum Occasional Paper,* 73: 3-30.

OWEN S.J. (comp.), 1996 - *Ecological weeds on conservation land in New Zealand: a database.* Wellington, Department of Conservation, 118p.

OWEN S.J., 1988 - *Department of Conservation Strategic Plan for Managing Invasive Weeds*. Wellington, New Zeland, Department of Conservation, 86p.

REICHARD S.E., HAMILTON C.W., 1997 - Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1): 193-203.

RICHARDSON D.M., PYSEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.F., WEST C.J., 2000 - Naturalization and invasion of alien plants : concept and definitions. *Diversity and Distribution*, 6: 93-107.

RICHARDSON D.M., ROUGET M., LE MAITRE D.C., MGIDI T.M., NEL J.L., 2006 - « Setting priorities for invasive alien plant management in South Africa ». *In* Brunel S. (ed.): *Proceedings. Environmental Encounters Series*. Council of Europe Publishing: 29-37.

SAND C., BOLÉ J., OUETCHO A., 2003 - Prehistory and its perception in a Melanesian Archipelago: the New Caledonian example. *Antiquity*, 77(297): 505-519.

SAUTTER G. (coord.) 1981 - *Atlas de la Nouvelle-Calédonie et dépendances*. Paris, Orstom, 53 pl.

SCHOFIELD E.K., 1989 - Effects of introduced plants and animals on island vegetation: Examples from the Galapagos Archipelago. *Conservation Biology*, 3(3): 227-238.

SIMBERLOFF D., VON HOLLE B., 1999 - Positive interactions of non indigenous species : invasional meltdown ? *Biological Invasions*, 1(1): 21-32.

SMITH C.W., 1985 – « Impact of alien plants on Hawai'i's native biota ». *In* Stone C.P., Scott J.M. (eds.): *Hawai'i's terrestrial ecosystems: preservation and management*. Honolulu, University of Hawaii, Cooperative National Park Resources Studies Unit: 180-243.

STAPLES G.W., COWIE R.H., 2001 - *Hawai'i's Invasive Species. A Guide to Invasive Plants and Animals in the Hawaiian Islands*. Honolulu, Mutual Publishing and Bishop Museum Press, 115 p.

STAPLES G.W., IMADA C.T., HERBST D.R., 2003 - New Hawaiian plant records for 2001. Records of the Hawaii Biological Survey for 2001-2002-Part II : Notes. *Bishop Museum Occ. Papers,* 74: 7-22.

STONE C.P., SMITH C.W., TUNISON J.T. (eds.), 1992 - *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawaii. Management and Research.* Honolulu, University of Hawaii Cooperative National Park Resources, Studies Unit, 887 p.

THE WHITE HOUSE, 1999 - Presidential Documents. Executive Order 13112 of February 3, 1999. Invasive Species. *Federal Register*, 64(25): 6183-6186.

TIMMINS S.M., WILLIAMS P.A., 1991 - Weed numbers in New Zealand's forest and scrub reserves. *New Zealand Journal of Ecology,* 15(2): 153-162.

TOUTAIN B., 1989 - *Guide d'identification des principales graminées de Nouvelle-Calédonie*. IEMVT, 73 p.

UNEP/CBD, 2002 - *Review and consideration of options for the implementation of article 8(h) on alien species that threaten ecosystems, habitats or species*. Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Sixth Meeting, The Hague, 7-19 April 2002, UNEP/CBD/COP/6/19, 5 p.

VIROT R., 1956 - *La Végétation Canaque*. Paris, Editions du Muséum, 398 p.

VITOUSEK P.M., 1988 – "Diversity and biological invasions of oceanic islands ». *In* Wilson E.O., Peter F.M. (eds): *Biodiversity*. Washington DC, National Academy of Sciences: 181-189.

VITOUSEK P.M., 1990 - Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 57: 7-13.

VITOUSEK P.M., WALKER L.R., 1989 - Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs*, 59(3): 247-265.

WALTON C., 2005 - *Reclaiming Lost Provinces. A Century of Weed Biological Control in Queensland*. Queensland, Brisbane, Department of Natural Resources and Mines, 104 p.

WATERHOUSE D.F., 1997 - *The major invertebrate pests and weeds of agriculture and plantation forestry in the southern and western pacific*. Canberra, Aciar, 93 p.

WEBSTER L., 1992 – "Origin and distribution of adventive alien flowering plants in Hawaii ». *In* Stone C.P., Smith C.W., Tunison J.T. (eds.): *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawaii. Management and Research.* Honolulu, University of Hawaii Cooperative National Park Resources, Studies Unit: 99-154.

WILLIAMSON M., 1996 - *Biological Invasions*. London, Chapman & Hall, 244 p.

WILTON A.D., BREITWIESER I., 2000 - Composition of the New Zealand seed plant flora. *New Zealand Journal of Botany*, 38(4): 537-549.

ANNEXE 1

Liste commentée des articles et ouvrages consultés pour l'élaboration de la liste des plantes introduites, naturalisées et envahissantes dans l'archipel néo-calédonien (par ordre chronologique de publication).

BARRAU J., DEVAMBEZ L., 1957 - Quelques résultats inattendus de l'acclimatation en Nouvelle-Calédonie. *Terre & Vie*, 4 : 324-334.

Citent comme principales espèces introduites envahissantes les agavacées *Furcraea gigantea* [il s'agit d'un ancien synonyme de *Furcraea foetida*] et *Yucca alofolia* [*Y. aloifolia*], les cactacées *Opuntia* et *Cereus* [*Acanthocereus*] les légumineuses *Acacia farnesiana*, *Leucaena glauca*, *Mimosa invisa*, le goyavier *Psidium guajava* dans les zones pastorales, *Lantana camara* et *Schinus terebinthifolius* dans les pâturages et *Cryptostegia grandiflora. « En Nouvelle-Calédonie, l'envahissement par des plantes introduites a donc surtout affecté les régions les plus sèches parce qu'elles étaient les plus vulnérables de même que les terres d'utilisation pastorale parce que l'élevage y fut un facteur actif de dégradation ».*

GUILLAUMIN A., 1942 - Les plantes introduites en Nouvelle-Calédonie. *Revue de Botanique Appliquée et d'Agriculture Tropicale,* 245-246 : 13-47.

Souligne le grand nombre de plantes adventives et naturalisées en Nouvelle-Calédonie, estime que le chiffre de 140 espèces (18 % de la flore totale) appartenant à 81 genres qu'il avait cité en 1921 a plus que doublé. La majorité des plantes introduites sont des herbacées. « *Les plantes introduites en Nouvelle-Calédonie sont localisées dans la zone de la flore littorale océanienne et dans la savane herbeuse et ne se rencontrent pour ainsi dire jamais dans les galeries forestières intérieures dans la forêt moyenne et supérieure ni dans les maquis des sommets, pas plus que dans la savane broussailleuse de la serpentine* ».

Nota-Bene : le terme adventive désignant « *une espèce d'origine étrangère qui ne végète dans un endroit que pendant quelques temps* » (A. P. De Candolle, 1855 cité *in* Daget et Godron, 1979) n'est actuellement quasiment plus utilisé en France (il est absent des dictionnaires de botaniques récents, *cf.* Boullard, 1988 ; Marouf, 2000). Les anglo-saxons l'utilisent encore sous la définition d'espèces qui ne sont pas persistentes (« *species which are not persistent* » *cf.* Humphries *et al.* 1992, Webster, 1992).

MORAT P., JAFFRÉ T., VEILLON J.-M., MAC KEE H.S. ,1981 – « Végétation (dont une carte, planche 15) ». *In* Sautter G. (ed.) - *Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances.* Orstom, Paris : 39-40, cart. : Carte : 1:1/1000000

Décrivent, dans un chapitre intitulé « La végétation modifiée », les faciès de dégradation des forêts humides et sèches : forêt secondarisées dominées par *Aleurites moluccana* et *Albizia lebbeck* avec *Melia azedarach* et *Mangifera*

indica ; **savanes** résultant des défrichements et des feux répétés et recouvrant 6000 km² du niveau de la mer jusqu'à 700 m d'altitude, avec comme espèces dominantes, en strate arborée l'arbre indigène *Melaleuca quinquenervia* (« niaouli ») et avec les arbustes et arbres indigènes *Acacia spirorbis* (« gaiac ») et *Casuarina collina* ; en strate arbustive les espèces introduites envahissantes citées figurent *« les goyaviers et mimosas accompagnés de Lantana camara sur les vertisols de pentes, et dans les plaines : Acacia farnesiana avec par endroits un lot d'espèces introduites récemment et qui ont proliféré localement : Cryptostegia grandiflora (« la liane de Gatope »), Haematoxylon campechianum, Acacia nilotica »* ; en strate herbacée, les graminées indigènes *Heteropogon contortus et Imperata cylindrica* ; **fourrés** à *Psidium guajava* et *Lantana camara* à base et moyenne altitude en mélange avec la fougère indigène *Pteridium aquilinum* et *Melaleuca quinquenervia*, fourrés à *Leucaena leucocephala* et fourrés à *Acacia spirorbis*. Pour les faciès de dégradation des maquis, les auteurs soulignent que du fait des particularités chimiques des sols ultrabasiques, les « *espèces cosmopolites et pantropicales (excepté la fougère-aigle), et les Graminées en particulier,* ***ne peuvent s'implanter*** *sur les massifs péridotitiques* »

HOFF M., BRISSE H., GRANDJOUAN G., 1983 – « La végétation rudérale et anthropique de la Nouvelle-Calédonie et des îles Loyautés (Pacifique Sud) ». *In* Cramer J. : *Végétations nitrophiles*. Bailleul: 179-248.

Décrivent, dans cette étude phyto-sociologique de la végétation rudérale et anthropique, 27 associations végétales réparties en 4 classes : prairies et savanes subissant des feux périodiques, végétation culturales et post-culturales, groupement associés aux cultures pluriannuelles, vergers et jardins ; végétation de pierriers, décombres, bords de rivières plus ou moins nitrophiles. Soulignent que l'impact floristique et écologique des européens a été beaucoup plus important et plus étendu que celui des Mélanésiens avec le développement de l'élevage et des pratiques liées (pâturage, fumure fauchage, feu pour « entretenir » les pâtures) et l'introduction de nouvelles plantes alimentaires, fourragères et décoratives avec un cortège d'adventices de cultures estimé à un millier d'espèces environ, **dont seulement une centaine se sont naturalisées sur des surfaces importantes**. « *La flore rudérale et anthropique de la NC est de l'ordre de* ***1000 à 1500 espèces*** *lorsque l'on considère toutes les plantes introduites ou cultivées* ».

MACKEE H.S., 1985 - *Les plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie.* Paris, Muséum national d'histoire naturelle, Supplément hors-série à la Flore de la Nouvelle-Calédonie et Dépendances, 159 p.

Établi une liste d'environ **1130 espèces introduites** basée sur les échantillons d'herbier collectés, avec le nom et numéro du collecteur, l'année de récolte et la localité. La famille des Graminées (Poacées) y est absente. L'auteur précise dans la majorité des cas si l'espèce est cultivée (CULT) ou spontané (SPON). L'utilisation de ce dernier terme « *implique seulement une récolte faite sur un pied considéré comme non planté, l'espèce en question* ***n'étant pas forcément tout à fait naturalisée*** ».

Nota-Bene : le terme « spontané » est plutôt utilisé comme synonyme de plante « indigène », c'est-à-dire naturalisé (Boullard, 1988 ; Marouf, 2000). L'utilisation de H. S. Mackee se rapproche de la définition de « **subspontané** » de J. Florence (1997) qui « *qualifie une plante introduite cultivée lorsqu'elle survit sur place après abandon de la culture et même se multiplie localement, mais sans se répandre comme le font les plantes naturalisées* » (page 317). Le terme « naturalisé » s'applique aux espèces établies de façon permanente dans la végétation environnante et capable de se reproduire sans l'intervention de l'homme. Richardson *et al.* (2000) rajoutent une dimension spatiale : ce sont des espèces « *qui produisent des descendants en nombre élevé à des distances considérables des plants-mères* ».

TOUTAIN B., 1989 - *Guide d'identification des principales graminées de Nouvelle-Calédonie*. Institut d'Elevage et de Médecine Vétérinaire des Pays Tropicaux, 73 p.

Ouvrage illustré réalisé sur la base de l'herbier de l'IEMVPT de Port-Laguerre et de l'herbier de l'ORSTOM de Nouméa portant sur « *130 graminées les plus communes ou les plus utiles* », plantes rencontrées pour la plupart à l'occasion de prospections pour l'étude des ressources pastorales en NC. « ***Près du tiers des 160 espèces de graminées répertoriées poussent spontanément*** *mais ont jadis été introduites volontairement ou accidentellement. Un quart supplémentaire subsiste grâce aux soins culturaux* ». Pour chaque espèce, le(s) nom(s) vernaculaire(s) en français, une description sommaire, la région d'origine ou de répartition et la raison de l'introduction (plante fourragère, céréalière, prairiale, de couverture, ornementale dont gazon) sont mentionnés ainsi qu'un dessin au trait de la plante ou d'une partie de la plante (inflorescence, détail de l'épillet). L'écologie (habitats, sols) est parfois citée ainsi que l'abondance (peu commune, assez commune, commune, très commune) ou le statut de naturalisation (subspontané, spontané, naturalisé, « *ne tend pas à se répandre* », « *mauvaise herbe* »)

MACKEE H.S., 1994 - *Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie. Deuxième édition revue et augmentée*. Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 164 p.

Version revue et augmentée de l'ouvrage paru initialement en 1985 qui « *incorpore quelques omissions accidentelles et les données acquises des années 1985-1993* », notamment la famille des graminées (95 espèces). Liste **1412 taxons** (espèces, sous-espèces et variétés ; certains échantillons ne sont pas identifiés au niveau de l'espèce).

Nota-Bene : contrairement à la version initiale de 1985, cette nouvelle version ne dispose pas d'un index des noms de genre et des noms communs **paginé**, et est donc moins facile d'utilisation.

GARGOMINY O., BOUCHET P., PASCAL M., JAFFRÉ T., TOURNEUR J.C., 1996 - Conséquences des introductions d'espèces végétales et animales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'écologie*, 51(4) : 375-402.

Cet article synthétique sur les espèces végétales et animales envahissantes comprend une « *Liste des principales plantes introduites en Nouvelle-Calédonie* » (pages 379-383), tableau regroupant **124 espèces** (123 espèces et un taxon *Bambusa* spp.) avec leur nom vernaculaire en français, leur date d'introduction (exacte ou approximative) et la cause de l'introduction (quand celle-ci est connue) ainsi que des remarques concernant leur statut et leur localisation et ayant pour source principale l'ouvrage de H. S. Mackee (1994). Comme le précisent les auteurs, il s'agit d'une liste de « ***plantes introduites « avec succès »,*** *c'est-à-dire rencontrées communément dans l'archipel néo-calédonien où elles sont* ***abondantes, voire envahissantes, au moins localement****. Trente six d'entre elles (29 %) sont des Graminées* » (page 384). Les auteurs ajoutent qu'il y a « *environ* ***772 espèces exogènes établies à l'état spontané*** *sur l'archipel, la majorité d'entre elles appartiennent au cortège de la flore rudérale pan-tropicale qui ne se maintiennent qu'au gré des modifications de milieu entretenues par la présence humaine (bords de route, alentours des habitations et des cultures)* » (page 384). Ils citent comme espèces encore localisées en Nouvelle-Calédonie, *Schinus terebinthifolius*, *Miconia calvescens* et le pin des Caraïbes *Pinus caribaea*.

WATERHOUSE D.F., 1997 - *The major invertebrate pests and weeds of agriculture and plantation forestry in the southern and western pacific*. Canberra, The Australian Centre for International Agicultural Research (Aciar), 93 p.

Contient une liste de **90 mauvaises herbes** pour l'agriculture et les plantations forestières pour la Nouvelle-Calédonie, basée apparemment sur les communication personnelles d'experts locaux (« *contributors* ») (R. Amice de la DAVAR et J.-M. Sarrailh du CIRAD-Forêt) car sans référence bibliographique pour la Nouvelle-Calédonie : 20 sont considérées présentes mais sans être des pestes végétales importantes (« *present, but not an important pest* »), 20 comme localement importantes (« *important locally* »), 36 comme répandue et importantes (« *widespread and important* ») et 14 comme « *très répandues et très importantes* » (« very *widespread and very important* ») qui sont **par ordre d'importance** : *Cyperus rotundus*, *Ageratum conyzoides, Psidium guajava, Acacia farnesiana, Ocimum gratissimum, Eleusine indica, Lantana camara, Bidens pilosa, Sida acuta, Imperata cylindrica* (syn. *I. conferta*), ainsi que les espèces non hiérarchisées *Mimosa invisa, Melaleuca quinquenervia, Paspalum paniculatum et Stachytapheta urticifolia*.

Nota-Bene : *Leucaena leucoephala* n'est cité que dans la catégorie « présente mais sans constituer une peste importante »...au même titre que des espèces indigènes commune de la végétation littorale *Canavalia rosea*, *Scaevola sericea* (syn *S. taccada*), et *Tournefortia argentea* (syn. *Messerschmidia argentea*) citées dans cet ouvrage comme des mauvaises herbes en Nouvelle-Calédonie !

MORAT P., JAFFRÉ T., VEILLON J.M., 1999 - Menaces sur les taxons rares et endémiques de la Nouvelle-Calédonie. *Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest (SBCO)*, N° spécial 19 : 129-144.

Soulignent que les principales menaces existantes sont toutes liées aux activités anthropiques et sont par ordre d'importance les feux, les activités minières, les activités agro-pastorales, la surexploitation de certaines espèces qui font évoluer les formations végétales primaires « *en formations secondaires favorisant ainsi l'introduction et la prolifération d'espèces allochtones parfois grégaires et envahissantes* ». Citent parmi les espèces végétales introduites (volontairement ou non), naturalisées, et facteurs de changement de végétation et de flore : *Lantana camara, Psidium guajava, Mimosa invisa, Acacia nilotica, Cryptostegia grandiflora, Jatropha gossipifolia, Pluchea odorata, Pluchea indica* et *Leucaena leucocephala* « *toutes espèces proliférant au détriment de la forêt sclérophylle* ». Notent *Pinus caribaea* comme « ***rare espèce allochtone à pouvoir s'installer sur les sols ultramafiques*** » et « *pourrait se montrer envahissant à la longue dans les maquis* ».

MEYER J.Y., 2000 – « Preliminary review of the invasive plants in the Pacific Islands (SPREP Member Countries) ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific: a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 85-114.

Article dont l'objectif est de montrer l'importance des plantes envahissantes dans les îles du Pacifique (16 pays membres du Programme Régional Océanien pour l'Environnement et Hawaii). Il contient une liste préliminaire pour la Nouvelle-Calédonie (« *Preliminary list of invasive plant* ») de **45 espèces** divisée en trois catégories « *Dominant invaders* » (7 espèces), « *Moderate invaders* » (28 espèces) et « *Potential invaders* » (10 espèces). Le type biologique est précisé, leur(s) nom(s) commun(s) en anglais et leur habitats (et localités) sont indiqués quand ces données existent. Cette liste est basée sur la bibliographie (Barrau et Devambez, 1957 ; Mackee, 1985 ; Gargominy *et al.,* 1996) et complétée par les communications personnelles de deux experts de la flore primaire et secondaire néo-calédonienne (M. Hoff et T. Jaffré de l'IRD). Elle privilégie les espèces envahissantes dans les milieux naturels et semi-naturels et exclue les mauvaises herbes (rudérales, adventices) des milieux fortement perturbés par l'homme (dont les agrosystèmes), sauf si celles-ci ont une tendance à envahir les milieux naturels et semi-naturels.

ANNEXE 2

Liste commentée des documents non publiés (« littérature grise ») consultés pour l'élaboration de la liste des plantes introduites, naturalisées et envahissantes dans l'archipel néo-calédonien

Base de données sur la flore de Nouvelle-Calédonie. Laboratoire de Botanique du Centre IRD de Nouméa

Liste de 1150 taxons (espèces, sous-espèces et variétés), apparemment incomplète car ne comprenant pas tous les taxons cités par H.S. Mackee (1994).

Une comparaison de cette base de données avec la liste extraite de H.S. Mackee (1994), après avoir intégré tous les changements dans la classification des familles botaniques (par exemples : Gymnospermae est divisé en Araucariaceae, Cuppressaceae, Cycadaceae, Podocarpaceae, Pinaceae, Taxodiaceae, Zamiaceae ; Leguminosae-Mimosoideae est placé dans Mimosaceae), la synonymie pour certains genres (par exemples : *Diflugossa colorata* en *Strobilanthes hamiltonianus*, *Thevetia peruviana* en *Cascabela thevetia*, *Isotoma longiflora* en *Hippobroma longiflora*, *Nicolaia elatior* en *Etlingera elatior*, *Albizia moluccana* en *Paraserianthes falcataria*, *Bryophyllum pinnatum* en *Kalanchoe pinnata, Schefflera actinophylla* en *Brassaia actinophylla*, *Doxantha unguis-cati en Macfadyena unguiscati, Zebrina pendula* en *Tradescantia zebrina*, *Phaseolus atropurpureus* en *Macroptilium artropurpureum*) et certaines espèces (*Amorphophallus campanulatus* en *A. paeoniifolius*, *Duranta repens* en *D. erecta*, *Mikania scandens* en *Mikania micrantha*, *Peltophorum ferrugineum* en *P. pterocarpum*, *Rhoeo spathacea* en *R. discolor)* et le replacement d'espèces dans les familles (*Brachychiton* et *Dombeya* (Sterculiaceae) dans Malvaceae, *Barringtonia* (Barringtoniaceae) dans Lecythidaceae, *Clerodendrum* et *Vitex* (Verbenaceae) dans Labiatae, *Nelumbo* (Nympheaceae) dans Nelumbonaceae. *Muntingia calabura* (Eleaocarpaceae) dans Tiliaceae), et en excluant également certains taxons infra-spécifiques (sous-espèces et variétés) cités dans la base de données montre qu'environ 160 taxons ne sont pas cités par H.S. Mackee (1994), dont 35 graminées.

Nota-Bene : en fonction des données publiées et accessibles, la flore introduite de l'archipel néo-calédonien doit donc dépasser les 1570 taxons dont 130 graminées.

LE MIRE PÉCHEUX L., 1996 - *Impact écologique de l'introduction d'une espèce végétale sur la diversité floristique endémique des maquis miniers de la Nouvelle-Calédonie. Le cas des plantations de Pinus caribaea var hondurensis (WILD) dans la Province Sud (La Plaine des Lacs).* DEA Environnement et Sociétés, Université d'Orléans, 85 p.

Ce mémoire de stage de 6 mois effectué au laboratoire de botanique de l'IRD de Nouméa, sous la responsabilité scientifique de T. Jaffré, souligne l'envahissement par le pin des Caraïbes *Pinus caribaea var. hondurensis* sur différents types de sols (cuirasse en place, cuirasse démantelée, curiasse gravillonnaire, matériaux fins, piedmont) et de perturbation (passage de bulldozer), une baisse de la diversité floristique (nombre d'espèces endémiques) en fonction de la densité en pins, un impact différencié sur les espèces endémique de succession secondaire précoce ou tardive, et le développement de la fougère-aigle *Pteridium aquilinum* en sous-bois de plantations de pins qui favorise le démarrage des feux.

DAGOSTINI G., RIGAULT F., JAFFRÉ T., 1999 - *Les espèces végétales introduites envahissantes en Nouvelle-Calédonie.* Laboratoire de Botanique du Centre IRD de Nouméa (poster)

Poster illustrant le cas de 9 plantes envahissantes en Nouvelle-Calédonie : *Pinus caribaea*, *Leucaena leucocephala*, *Psidium guajava*, *Mimosa invisa*, *Cenchrus echinatus*, *Eichornia crassipes*, *Opuntia vulgaris*, *Lantana camara* et *Schinus terebenthifolius*.

MEYER J.Y., 2005 - *La situation du miconia (Miconia calvescens) en Nouvelle-Calédonie*. Rapport d'expertise pour le compte de l'Agence de Prévention et d'Indemnisation des Calamités Agricoles et Naturelles de la Nouvelle-Calédonie. Délégation à la Recherche, Papeete, 17 p. + Annexes.

Rapport d'expertise faisant suite à une mission de terrain menée en 2005 afin d'évaluer la situation actuelle de *Miconia calvescens* dans le seul site envahi connu (la propriété privée Lavoix située sur les hauteurs de Nouméa). L'espèce est présente et naturalisée sur environ 120 hectares entre 250 m et 550 m d'altitude et la présence de couverts denses monospécifiques et de tapis de plantules au sol témoignent de son caractère envahissant en Nouvelle-Calédonie. Des recommandations de gestion (lutte, information et sensibilisation, réglementation, recherche appliquée et collaboration régionale et internationale) sont émises.

BLANFORT V., OLLIVIER G., *à paraître* – « Invasive plants and pasture management in New Caledonia ». *In* Blanfort V., Orapa W. (eds.) : *Actes de l'atelier de travail régional sur les plantes envahissantes des espaces pastoraux*. 24-28 novembre 2003, Koné, Nouvelle-Calédonie. IAC/MAE/Ambassade de France en Australie, Nouméa.

Tablant listant **91** espèces adventices des pâturages de Nouvelle-Calédonie dont **52** sont hiérarchisées (en fonction de leur « nuisibilité ») et peuvent être considérées comme les principales espèces adventices de Nouvelle-Calédonie sur une flore non exhaustive estimée à **260 espèces adventices** (V. Blanfort, communication personnelle, 2005). Ce tableau indique pour chaque espèce les noms communs (français, locaux et anglais), le type bologique, l'année d'introduction (quand elle est connue), l'origine (« exogène » ou indigène) et un indice de nuisibilité (note sur 10). Les critères utilisés pour calculer la note

nuisibilité sont la toxicité vis à vis des herbivores, l'appétabilité par les herbivores, le caractère envahissant et les possibilités de contrôle (V. Blanfort, communication personelle, 2005).

Nota-Bene : le petit arbre *Leucaena leucocephala* est absent de cette liste de 91 espèces (voir également Waterhouse, 1997) ; dans la liste hiérarchisée des 52 principales espèces adventices, deux taxons restent non identifiés (*Sida* sp. et *Frimbristylis* sp.) ; deux espèces indigènes *Wikstroemia indica* et *Vitex trifolia* sont considérés comme des mauvaises herbes dominantes (en 2ème et 6ème position), de même que les arbres indigènes *Acacia spirorbis* (9ème) et *Melaleuca quinquenervia* (14ème) alors que les arbustes épineux *Lantana camara* et *Acacia farnesiana* ne figurent respectivement qu'en 15ème et 25ème place. L'espèce *Aloe vera* est donnée en synonyme de *Furcraea foetida.*

Service de l'Environnement et de l'Énergie de la Province des Îles Loyauté (non daté). *Les espèces introduites envahissantes aux Loyauté…une menace pour la biodiversité* (dépliant).

Dépliant illustrant « Quelques espèces végétales envahissantes » dans les îles Loyauté, dont le lantana *Lantana camara*, le goyavier *Psidium guajava*, le faux-poivrier *Schinus terebinthifolius* et la sensitive géante *Mimosa invisa*.

ANNEXE 3

Liste des plantes envahissantes et des mauvaises herbes dominantes en Nouvelle-Calédonie d'après les experts locaux interrogés en 2005 et des observations personnelles en Province Sud

Rémy AMICE. Ingénieur agronome, chef de service adjoint (protection des végétaux), Service d'Inspection Vétérinaire, Alimentaire et Phytosanitaire (SIVAP), Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rudérales (DAVAR), B.P. 256 Nouméa (comm. pers. 27 avril 2005).

Cite **23 espèces** envahissantes en Nouvelle-Calédonie : *Psidium guajava, Lantana camara, Mimosa invisa, Tecoma stans, Pluchea odorata, Pluchea indica, Schinus terebinthifolius, Leucaena leucocephala, Acacia farnesiana, Mikania micrantha, Cryptostegia grandiflora, Jatropha gossipifolia, Acacia nilotica* (localisé à Tontouta), *Pithecellobium dulce* (localisé à Nouméa-Tontouta), *Parthenium hysterophorus, Stachytarpheta* spp., *Eichhornia crassipes, Salvinia molesta, Ocimum gratissimum, Passiflora suberosa, Parkinsonia aculeata* (rare), *Spathodea campanulata.*

Vincent BLANFORT. Agro-écologue des pâturages, IAC (Institut Agronomique néo-Calédonien), Centre de Recherche Nord, Programme Elevage et Faune Sauvage, BP 6, Pouembout (comm. pers. 28 avril 2005).

Perception différente des mauvaises herbes par les agriculteurs et les éleveurs : certains pensent qu'ils constituent un grave problème, d'autres acceptent leur présence, comme pour *Jatropha gossipifolia* très difficile à contrôler. Problème des espèces introduites accidentellement comme contaminants dans les semences de plantes cultivées (cas de *Leucas* dans le sorgo).

Dr. Stephan MACCOY, Botaniste responsable du programme revégétalisation, Goro Nickel, B.P. 218, Nouméa (comm. pers. 30 avril 2005).

Cite parmi les principales plantes envahissantes : *Leucaena leucocephala, Mikania micrantha, Pinus caribaea, Pilea microphylla, Lantana camara, Imperata cylindrica, Casuarina collina, Melaleuca quinquenervia, Sida rhomboidea, Desmodium* sp., *Kyllinga polyphylla*.

Observations personnelles en Province Sud 2004-2005.

Quelques observations ont été faites lors de sorties sur le terrain menées personnellement ou en collaboration avec Rémy Amice (SIVAP, DAVAR) et/ou Jérôme Munzinger (IRD-Nouméa) lors de trois missions d'une durée d'une semaine chacune (23-28 août 2004, 28 février-5 mars 2005 ; 25-30 avril 2005) dans la Province Sud (Nouméa et ses environs, Pic Malawi, Col de Mouirange, Baie de Prony, Chute de la Madeleine, Pic des Pins, Lac de Yaté) : les arbres

Samanea saman et *Spathodea campanulata* sont communément plantés dans les jardins de Nouméa ; la fougère arborescente *Cyathea cooperi,* l'herbacée dressée *Hedychium gardnerianum,* la plante aquatique *Pistia stratiotes*, l'arbre *Spathodea campanulata* et l'arbuste *Tibouchina urvilleana* sont vendus chez un pépiniériste de Nouméa ; la liane *Antigonon leptotus* est commune et subspontanée dans la zone urbaine ; la composée rampante *Wedelia trilobata* et l'herbacée crassulescente *Kalanchoe pinnata* sont abondamment naturalisées en bordure de route. L'arbre *Melia azedarach* et la grande graminée *Arundo donax* sont plantés en bordure de route ; les petits arbres *Schinus terebinthifolius, Leucaena leucocepha* et *Tecoma stans* sont naturalisés et envahissants à l'Anse Vata ; les arbres ornementaux *Schefflera actinophylla* (syn. *Brasaia actinophylla*) et *Thevetia peruviana* (syn. *Cascabela thevetia*) y sont subspontanés ; au Centre Djibaou, la succulente *Furcraea foetida* est naturalisée et envahissante, les plantes aquatiques *Eichhornia crassipes* et *Salvinia molesta* ont été introduites dans les bassins d'eau douce ; la grande graminée *Arundo donax* est plantée en bordure de route et naturalisée au col de Mouirange.

ANNEXE 4

Bibliographie pour l'élaboration de la liste des plantes envahissantes et des mauvaises herbes majeures dans les îles et archipels de l'Océan Pacifique

Ouvrages et articles couvrant plusieurs archipels et îles du Pacifique Sud

MEYER J.Y., 2000 – « Preliminary review of the invasive plants in the Pacific Islands (SPREP Member Countries) ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 85-114.

MEYER J.Y., 2004 - Threat of invasive alien plants to native flora and forest vegetation of Eastern Polynesia. *Pacific Science* 58(3): 357-375.

MEYER J.Y., LAVERGNE C., 2004 - Beautés fatales : Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. *Diversity and Distributions* 10 : 333-347.

MUNIAPPAN R., CAMPBELL R. (eds.), 2001 - Invasive Species and their Management. *Micronesica Supplement* 6: 1-135.

SWARBRICK J.T., 1997 - *Weeds of the Pacific Islands*. South Pacific Commission, Nouméa, 124 p.

WATERHOUSE D.F., 1997 - *The major invertebrate pests and weeds of agriculture and plantation forestry in the southern and western pacific*. Canberra, Aciar, 93 p.

WATERHOUSE D.F., NORRIS K.R., 1987 - *Biological Control: Pacific Prospects*. Melbourne, Inkata Press, Australian Centre for International Agricultural Research, 454 p.

WHISTLER W.A., 1983 - *Wayside Plants of the Islands. A Guide to the Lowland Flora of the Pacific Islands*. Isle Botanica, 202 p.

WHISTLER W.A., 1983 - *Weed Handbook of Western Polynesia*. Eschborn, 143 p.

www.hear.org/pier/ PIER (Pacific Island Ecosystems at Risk Project). Institute of Pacific Islands Forestry, USDA Forest Service.

www.issg.org/features/invasives_on_tonga.html IUCN (The World Conservation Union)/SSC (Species Survival Committee) ISSG (Invasive Species Specialist Group).

Polynésie française

MEYER J.Y., 1994 - *Mécanismes d'invasion de Miconia calvescens DC. en Polynésie française*. Montpellier, Université de Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc, Thèse de doctorat, 126 p.

MEYER J.Y., 1998 - *Mécanismes et gestion des invasions par des plantes introduites dans des forêts naturelles à Hawaii et en Polynésie française : une étude de cas.* Rapport d'étude post-doctorale. Délégation à la Recherche/University of Hawaii at Manoa, 72 p. (non publié).

MEYER J.Y., BUTAUD J.F., FLORENCE J., GUÉRIN M., 2005 - *Liste complémentaire de 22 plantes envahissantes à classer en espèces menaçant la biodiversité en Polynésie française*. Délégation à la Recherche, Papeete (non publié).

MEYER J.Y., FLORENCE J., 1996 - Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia calvescens* DC. (Melastomataceae). *Journal of Biogeography*, 23(6): 775-783.

MEYER J.Y., LUCE J.P (non daté) - *Les plantes envahissantes en Polynésie française. Une menace pour la biodiversité*. Délégation à l'Environnement/Délégation à la Recherche, Papeete (dépliant).

Fidji

MUNE T.L., PARHAM J.W., 1956 - *The declared noxious weeds of Fiji and their control*. Department of Agriculture, Fiji, Bulletin 48, 74 p.

SMITH A.C., 1979-1991 - *Flora Vitiensis Novae. A New Flora of Fiji*. National Tropical Botanical Garden , Lawai (5 volumes).

THAMAN R.R., 1999 - *Wedelia trilobata : Daisy invader of the Pacific Islands. IAS Technical Report 99/2*. Suva, Institute of Applied Science, University of the South Pacific, 12 p.

Hawaii

CUDDIHY L.W., STONE C.P., 1990 – *Alteration of Native Hawaiian Vegetation. Effects of Humans, their Activities and Introductions*. Honolulu, University of Hawaii Coop. Nat. Park Res. Studies Unit, 138 p.

KJAARGARD M.S., 1994 – *Alien plant-disperser interactions in Hawaiian forest ecosystems*. Honolulu, University of Hawaii at Manoa, PhD thesis.

MEDEIROS A.C., LOOPE L.L., FLYNN T., ANDERSON S.J., CUDDIHY L.W., WILSON K.A., 1992 – Notes on the status of an invasive Australian tree fern (*Cyathea cooperi*) in Hawaiian rain forest. *American Fern Journal*, 82(1): 27-33.

MEYER J.Y., 1998 – *Mécanismes et gestion des invasions par des plantes introduites dans des forêts naturelles à Hawaii et en Polynésie française : une étude de cas.* Rapport d'étude post-doctorale. Délégation à la Recherche/University of Hawaii at Manoa, 72 p. (non publié).

MOTOOKA P., CASTRO L., NELSON D., NAGAI G., CHING L., 2003 – *Weeds of Hawaii's pastures and natural areas: an identification and management guide*. Honolulu HI., University of Hawaii, College of Tropical Agriculture and Human Resources, 184 p.

SMITH C.W., 1985 – « Impact of alien plants on Hawai'i's native biota ». *In* Stone C.P., Scott J.M. (eds.): *Hawai'i's terrestrial ecosystems: preservation and management*. Honolulu, University of Hawaii, Cooperative National Park Resources Studies Unit: 180-243.

SMITH C.W., 1990 – Weed management in Hawai'i's National Parks. *Monog. Syst. Bot. Miss. Bot. Gard.*, 32 : 233-234.

STAPLES G.W., COWIE R.H., 2001 – *Hawai'i's Invasive Species. A Guide to Invasive Plants and Animals in the Hawaiian Islands*. Honolulu, Mutual Publishing and Bishop Museum Press, 115 p.

STAPLES G.W., HERBST D., IMADA C.T., 2000 – Survey of invasive or potentially invasive cultivated plants in Hawai'i. *Bishop Museum Occasional Papers,* 65: 1-35.

STONE C.P., SMITH C.W., TUNISON J.T. (eds.), 1992 – *Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawaii. Management and Research.* Honolulu, University of Hawaii Cooperative National Park Resources, Studies Unit, 887 p.

WAGNERW.L., HERBST D.R., SOHMER S.H., 1990 – *Manual of the Flowering Plants of Hawai'i*. University of Hawaii Press/Bishop Museum Press, Honolulu (2 volumes).

www.botany.Hawaii.edu/faculty/cw_smith/aliens.htm Hawaiian Alien Plant Studies, Botany Department, University of Hawaii, Honolulu.

www.hear.org Hawaii Ecosystem at Risk Project (HEAR), Pacific Island Ecosystems Research Center, USGS.

www.state.hi.us/dlnr/dofaw/hortweeds/specieslist.htm Hawaii's Most Invasive Horticultural Plants. State of Hawaii Division of Land and Natural Resources, Division of Forestry and Wildlife, Honolulu.

Galápagos

LAWESSON J.E., 1990 - Alien plants in the Galápagos islands: a summary. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard*. 32: 15-20.

LAWESSON J.E., ADSERSEN H., BENTLEY P., 1987 - *An Updated and Annotated Check List of the Vascular Plants of the Galapagos Islands*. Reports from the Botanical Institute, University of Aarhus N°16, 74 p.

MACMULLEN C.K., 1999 - *Flowering Plants of the Galápagos*. Ithaca, Cornell University Press, 370 p.

MAUCHAMP A., 1997 - Threats from alien plant species in the Galápagos Islands. *Conservation Biology*, 11: 260-263.

SCHOFIELD E.K., 1989 - Effects of introduced plants and animals on island vegetation: Examples from the Galapagos Archipelago. *Conservation Biology*, 3(3): 227-238.

www.hear.org/galapagos/invasives/topics/management/plants/projects/species.htm . Hawaii Ecosystem at Risk Project (HEAR), Pacific Island Ecosystems Research Center, USGS.

ANNEXE 5

Bibliographie pour l'élaboration de la liste des plantes envahissantes et des mauvaises herbes majeures dans les îles et archipels de l'Océan Indien

Ouvrages couvrant plusieurs archipels et îles de l'Océan Indien (Comores, La Réunion, Maurice, Seychelles)

KUEFFER C., VOS P., LAVERGNE C., MAUREMOOTOO J., 2004 - Woody invasive species in the Western Indian Ocean: a Regional Assessment. *Forest Genetic Resources*, 31: 25-30.

MAUREMOOTOO J. (ed.), 2003 - *Proceedings of the Regional Workshop on Invasive Alien Species and Terrestrial Ecosystem Rehabilitation in Western Indian Ocean Island States*. IUCN, Indian Ocean Plant Specialist Group/Invasive Species Specialist Group, 160 p.

MEYER J.Y., LAVERGNE C., 2004 – *Beautés fatales*: Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. *Diversity and Distributions*, 10(5-6): 333-347.

Ile de la Réunion

BOSSER J., CADET TH., GUEHO J., MARAIS W., 1976- *Flore des Mascareignes, La Réunion, Maurice, Rodrigues*. The Sugar Industry Research Institute/ORSTOM/The Royal Botanic Gardens.

LAVERGNE C., 2000 – *Étude de la stratégie d'invasion du Troène de Ceylan, Ligustrum robustum subsp. Walkeri, à La Réunion et des caractéristiques du milieu envahi*. Thèse de doctorat, ENGREF/Université de La Réunion.

LAVERGNE C., RAMEAU J.C., FIGIER J., 1999 – The invasive woody weed *Ligustrum robustum* subsp. *Walkeri* threatens native forests on La Réunion. *Biological Invasions*, 1: 377-392.

LAVERGNE R., 1978 – Les pestes végétales de l'Ile de La Réunion. *Info-Nature*, 16 : 9-59.

MACDONALD I. A.W., THEBAUD C., STRAHM W.A., STRASBERG D., 1991 – Effects of alien plant invasions on native vegetation remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Environmental Conservation*, 18 : 51-61.

MOUTOU F., 1983 – Introduction dans les îles : l'exemple de l'île de la Réunion. *Compte-Rendu de la Société de Biogéographie*, 59(2) : 201-211.

STRASBERG D., 1995 – Processus d'invasion par les plantes introduites à la Réunion et dynamique de la végétation sur les coulées volcaniques. *Écologie*, 26 : 169-180.

THEBAUD C., 1989 – *Les plantes introduites envahissantes à la Réunion : liste préliminaire*. Région Réunion, c/o IRAT Réunion, Saint-Denis, 49 p. (non publié).

Maurice

LORENCE D.H., SUSSMAN R.W., 1986 – Exotic species invasion into Mauritius wet forest remnants. *Journal of Tropical Ecology*, 2: 147-162.

LORENCE, D. H. & SUSSMAN, R. W., 1988 – Diversity, density, and invasion in a Mauritian wet forest. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.*, 25 : 187-204.

STRAHM W., 1993 – *The conservation and restoration of the flora of Mauritius and Rodrigues*. PhD thesis, University of Reading.

STRAHM W., 1999 – « Invasive species in Mauritius: examining the past and charting the future ». *In* Sandlung O.T., Schei P.J., Viken A. (eds.): *Invasive Species and Biodiversity Management*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers: 325-347.

Mayotte

JACQ F.A., HLADIK A., BELLEFONTAINE R., 2005 - Dynamique d'un arbre introduit à Mayotte, *Litsea gutinosa* (Lauraceae) : une espèce envahissante ? *Revue d'écologie*, 60(1): 21-32.

MAS C., 1999 - *Dynamique écologique du Lantana camara L. en milieu sec. Domaine de Saziley, Mayotte*. Université de Paris XII Val de Marne, DESS Gestion des Systèmes Agro-sylvo-pastoraux en Zones tropicales. 65 p. (non publié).

PASCAL O., 1997 - *La végétation naturelle à Mayotte, études quantitatives et qualitatives*. Direction de l'Agriculture et de la Forêt, Service de l'Environnement et des Forêts.

PASCAL O., 2002 - *Plantes et forêts de Mayotte*. Paris, Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, 108 p.

Seychelles

FLEISCHMANN K., 1997 - Invasion of alien woody plants on the islands of Mahé and Silhouette, Seychelles. *Journal of Vegetation Science*, 8: 5-12.

FRIEDMANN F., 1994 - *Flore des Seychelles. Dicotylédones*. Paris, Éditions de l'ORSTOM, 663 p.

GERLACH J., 1993 - Invasive Melastomataceae in Seychelles. *Oryx*, 27(1): 22-26.

ANNEXE 6

Bibliographie pour l'élaboration de la liste des plantes envahissantes et des mauvaises herbes majeures dans les régions tropicales d'Australie et de Nouvelle-Zélande

Australie

HUMPHRIES S.E., GROVES R.H., MITCHELL D.S., 1992 – Plant invasions of Australian ecosystems: a status review and management directions. *Kowari*, 2: 1-134

HUMPHRIES S.E., STANTON J.P., 1992 – *Weed Assessment in the Wet Tropics World Heritage Area of North Queensland*. Report to the Wet Tropics Management Agency, 75 p.

PARSONS W.T., CUTHBERTSON E.G. (eds.), 2001 – *Noxious Weeds of Australia. Second Edition*. Collingwood, CSIRO Publishing, 698 p.

WATERHOUSE B.M., 2003 – Know your enemy: recent records of potentially serious weed in northern Australia, Papua New Guinea and Papua (Indonesia). *Telopea*, 10(1): 478-485.

www.weeds.org.au. National Weeds Strategy Weeds of National Significance.

www.nrm.qld.gov.au/pests/weeds/declared_plants/ Weed and pest animal management. Weeds. Declared plants of Queensland. Queensland Government, Natural Resources and Mines.

Nouvelle-Zélande

OWEN S.J. (comp.), 1996 - *Ecological weeds on conservation land in New Zealand: a database.* Wellington, Department of Conservation, 118 p.

ROY B., POPAY I., CHAMPION P., JAMES T., RAHMAN A., 1998 - *An Illustrated Guide to Common Weeds of New Zealand*. New Zealand Plant Protection Society, Lincoln, 282 p.

www.doc.govt.nz/Conservation/003%7EWeeds/index.asp Weeds. Department of Conservation, New Zealand.

 © IRD, 2006

ANNEXE 7

Bibliographie pour l'élaboration de la liste des plantes envahissantes et des mauvaises herbes majeures dans d'autres îles ou régions tropicales et subtropicales

DELNATTE C., 2003 - *La Guadeloupe face aux espèces allochtones: étude préalable d'évaluation de la menace des espèces végétales invasives dans le Parc National de Guadeloupe*. Université de Metz, DESS Ressources Naturelles et Environnement, 189 p.

HENDERSON L., 1995 - *Plant Invaders of Southern Africa. Plant Protection Research Institute Handbook N°5.* Pretoria, Agricultural Research Council, 177 p.

KAIRO M., ALI B., CHEESMAN O., HAYSOM K., MURPHY S., 2003 - *Invasive Species Threats in the Caribbean Region*. Report to the Nature Conservancy, CABI Bioscience, 134 p.
En ligne : [www.issg.org/database/species/reference_files/Kairo%20et%20al,%202003.pdf]

TURNER I.M., TAN T.W., 1992 - Ecological impact of alien plant species in Singapore. *Pacific Science*, 46: 390-391.

www.fleppc.org/list/05List.htm Florida Exotic Pest Plant Council. 2005 Invasive Plants List.

www.geocities.com/wessaaliens/ Wildlife & Environmental Society of South Africa. Alien Invaders Plants Within South Africa.

 © IRD, 2006

QUESTION 1

Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés : invasions, disparitions

Michel PASCAL[1], Nicolas BARRÉ[2],
Michel DE GARINE-WICHATITSKY[2], Olivier LORVELEC[1],
Thierry FRÉTEY[3], Fabrice BRESCIA[2], Hervé JOURDAN[4]

[1] INRA - Équipe « Gestion des populations invasives », Station SCRIBE, Centre INRA de Rennes - Campus Beaulieu, 35042 Rennes Cedex – Courriel : Michel.pascal@rennes.inra.fr - Courriel : Michel.pascal@rennes.inra.fr ; Olivier.lorvelec@rennes.inra.fr
[2] Institut Agronomique néo-Calédonien (IAC), Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Élevage et Faune Sauvage, BP 73 - 98890 Païta, Nouvelle-Calédonie – Courriel : barre@iac.nc ; mdegarine@iac.nc ; brescia@iac.nc
[3] Association RACINE, 2 rue de la Cité F35360 Médréac – Courriel : fretey.thierry@wanadoo.fr
[4] IRD – UMR 022 CBGP (Centre de Biologie et Gestion des Populations), Laboratoire Zoologie appliquée, BP A5 - 98848 Nouméa Cédex –Nouvelle-Calédonie – Courriel : Herve.jourdan@noumea.ird.nc

« Assurons-nous bien du fait avant que de nous inquiéter de la cause. Il est vrai que cette méthode est bien lente pour la plupart des gens qui courent naturellement à la cause, et passent par-dessus la vérité du fait ; mais enfin nous éviterons le ridicule d'avoir trouvé la cause de ce qui n'est point. »

(Fontenelle, La dent d'or, Histoire des Oracles, 1686).

 © IRD, 2006

Résumé

Sous réserve d'accepter les définitions d'invasion biologique et d'espèce envahissante énoncées en introduction, les données disponibles, souvent incomplètes, permettent de conclure qu'entre 2000 ans avant J.-C. et aujourd'hui, et pour l'ensemble des îles de la Nouvelle-Calédonie, 279 espèces de vertébrés terrestres ou d'eau douce et saumâtre y ont constitué ou constituent actuellement des populations reproductrices et pérennes.

Parmi ces espèces, dix-huit ont disparu du territoire au cours des quatre derniers millénaires et seize d'entre elles, endémiques de Nouvelle-Calédonie, sont actuellement éteintes. Quatorze de ces disparitions sont intervenues pendant la période mélanésienne, ce qui représente un taux de 0,4 disparition par siècle, et quatre pendant la période historique, soit 1,6 disparition par siècle.

Pendant ce même laps de temps, quarante-deux espèces de vertébrés ont envahi la Nouvelle-Calédonie : quatre d'entre elles spontanément et trente-huit qui ont été introduites, délibérément ou non, par l'homme. Une seule a été introduite de façon certaine pendant l'époque mélanésienne, soit 0,03 introduction par siècle, et trente-sept pendant l'époque historique, soit 14,8 introductions par siècle.

Ces deux résultats soulignent le rôle majeur joué par l'homme dans l'évolution récente de la composition de la faune de vertébrés du territoire.

Au nombre des trente-huit espèces introduites par l'homme figurent 12 espèces de la liste IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil. Par ailleurs, l'impact de la quasi-totalité des espèces allochtones sur leurs écosystèmes d'accueil néo-calédoniens est non documenté. Enfin, aucune de ces espèces ne fait actuellement l'objet de mesure de gestion globale à but affiché environnemental.

La Grande Terre qui héberge la totalité des espèces allochtones présentes sur le territoire, constitue une importante source d'espèces allochtones pour l'ensemble des autres îles de la Nouvelle-Calédonie. Ce risque est d'autant plus important que les espèces en question ont fait la preuve de leur capacité à parvenir en Nouvelle-Calédonie et à coloniser plusieurs de ses écosystèmes. Ce risque est également important en raison de la proximité géographique et des relations privilégiées qu'entretient la Grande Terre avec ces îles en terme de volume de trafic de marchandises et de passagers. Ce risque est enfin important parce que les motivations à l'origine de certaines introductions sur la Grande Terre (cynégétique, pêche, colombophilie, aquariophilie, nouvelles espèces d'animaux de compagnie, etc.) sont tout à fait susceptibles de voir le jour sur les îles habitées ou non qui sont actuellement dépourvues de ces espèces allochtones.

Par ailleurs, deux espèces endémiques de la Grande Terre ont été introduites sur les îles Loyauté. De telles introductions peuvent apparaître légitimes, voire

 © IRD, 2006

salvatrices dans certains cas. C'est oublier que toute introduction a des conséquences et que de telles introductions sont à proscrire en l'absence de solides travaux d'écologie permettant d'en apprécier de façon fondée les risques au regard des avantages.

En conséquence, les mesures qui doivent être prises pour limiter les introductions d'espèces allochtones depuis l'extérieur du territoire doivent également être mises en application au sein du territoire. Notons que la promulgation de ces mesures et leur application ne relèveraient que des autorités territoriales et ne se heurteraient pas aux difficultés que peuvent soulever des règles conduisant à limiter les échanges commerciaux internationaux.

Introduction

La Nouvelle-Calédonie est constituée de plusieurs centaines d'îles à l'histoire géologique très contrastée. Ces îles, dispersées sur 13° 22' de longitude (1 380 km) et 4° 24' de latitude (500 km), souvent très éloignées les unes des autres, occupent une superficie qui varie de quelques hectares à 16 900 km^2 (Grande Terre). Elles présentent un relief qui ne dépasse pas quelques mètres pour les atolls et culmine à 1 628 m au mont Panié (Grande Terre). À cette grande variété de situations géographiques et topographiques correspondent des situations climatiques locales contrastées (Sautter, 1981).

L'homme a, semble-t-il, peuplé tardivement la Nouvelle-Calédonie. Cependant, le plus ancien site archéologique du territoire situé sur l'île des Pins, et daté de 2 000 av. J.-C. (site KVO-003 Vatcha) est réputé compter parmi les plus anciens de la civilisation Lapita (Frimigacci et Maitre, 1981). Depuis cette époque, la présence de l'homme semble avoir été permanente jusqu'à la période historique qui a débuté avec la « découverte » de la Grande Terre par Cook, en 1774.

L'histoire géologique mouvementée des différentes îles néo-calédoniennes, leur isolement géographique ancien, leurs singularités topographiques, hydrologiques et climatiques, permettent de supposer, et cela a été largement vérifié, qu'elles se distinguent les unes des autres par la richesse et la composition de leurs flores et de leurs faunes autochtones. Par ailleurs, certaines de ces îles ont hébergé des sociétés humaines depuis 4 000 ans, néolithiques de 2 000 ans avant J.-C. à 1774, historiques après cette date. Ce fait permet de supposer avec quelques raisons que l'homme y a introduit des espèces lors de ses divers épisodes de colonisation.

Le but de cet article est de tenter d'apprécier, à partir d'une lecture critique des données disponibles, les contingences historiques (époque mélanésienne, époque historique) et géographiques expliquant la présence d'espèces allochtones en Nouvelle-Calédonie. Il tente également d'apprécier la part relative de ces espèces dans les peuplements de vertébrés terrestres et dulçaquicoles des diverses îles et leur impact potentiel ou avéré sur la faune et la flore autochtones, sans négliger les éventuels impacts sur l'économie ou sur la santé humaine et vétérinaire.

 © IRD, 2006

Cet exercice, *a priori* purement descriptif, devrait aboutir à une perception fondée des aspects suivants :

1) la richesse spécifique de la faune de vertébrés de chaque entité insulaire ;

2) la part que représentent les espèces endémiques, autochtones et allochtones dans chacune de ces entités ;

3) le rôle joué par l'homme pendant les périodes préhistoriques et historiques dans les introductions et les disparitions d'espèces ;

4) l'impact des invasions biologiques sur la biodiversité locale, l'économie, la santé humaine et vétérinaire ;

5) le risque que représentent les populations allochtones installées sur certaines îles de la Nouvelle-Calédonie pour les îles qui en sont actuellement indemnes.

Une telle synthèse présente également l'intérêt de permettre l'identification des lacunes de connaissances.

Matériel et méthode

Définitions

Les définitions suivantes ont été retenues pour les besoins de notre étude :

– Une invasion biologique est le fait d'une espèce qui a accru son aire de répartition initiale, avec ou sans intervention de l'activité humaine, et qui constitue dans l'aire nouvellement conquise une ou des populations pérennes qui se reproduisent et se maintiennent sur place sans d'obligatoires apports extérieurs (Pascal et Lorvelec, 2005 ; Pascal et *al.*, 2006).

– Une espèce est dite allochtone (exotique, exogène, étrangère, etc.) d'une entité biogéographique quand cette entité est extérieure à l'aire de répartition naturelle de l'espèce (Anonyme, 1999).

– La population d'une espèce est qualifiée d'envahissante (« invasive » pour les Anglo-saxons) quand, introduite par l'homme dans un nouveau domaine géographique, elle se comporte comme un agent de perturbation du fonctionnement de l'écosystème d'accueil et nuit à la diversité biologique autochtone (Anonyme, 1999 ; Shine et *al.*, 2000). Le terme envahissant sera substitué ici au néologisme invasif.

Domaines taxonomique, spatial et temporel de l'étude

La définition de l'invasion biologique proposée ci-dessus mérite quelques commentaires car elle évoque implicitement des dimensions taxonomique, spatiale et temporelle.

 © IRD, 2006

Le choix de se restreindre au niveau taxonomique de l'espèce a été préféré car de nombreuses controverses ont cours sur la situation taxonomique de diverses sous-espèces de vertébrés. Le débat peut être encore plus vif quand il s'agit de populations domestiques ou de populations sauvages issues de formes domestiques. Dans ce dernier cas, nous avons considéré d'une part, que les formes domestiques ou marronnes issues d'une espèce sauvage ne constituaient pas de nouvelles espèces, d'autre part, nous nous sommes conformés à la Commission internationale de nomenclature zoologique (ICZN, 2003) qui concerne les ancêtres d'animaux domestiques (Tableau 1). Cette décision crée des exceptions à la règle d'antériorité et valide l'application des appellations de formes ancestrales sauvages à toutes les formes domestiques ou marronnes qui en dérivent. À titre d'exemple, *Bos primigenius* (Bojanus, 1827) qui désigne l'aurochs (éteint sous sa forme ancestrale sauvage) désigne également pour nous toutes les formes domestiques et marronnes de bœufs et de zébus qui en dérivent ; il se substitue au nom, pourtant antérieur, de *Bos taurus* (Linné, 1758). Le tableau 1 dresse la liste des synonymes des formes domestiques et marronnes des espèces présentes en Nouvelle-Calédonie.

Tableau 1 : Synonymes usuels des formes domestiques ou marronnes de vertébrés, présentes en Nouvelle-Calédonie

Nom scientifique	Auteur	Nom vernaculaire	Synonyme usuel	Auteur	Nom vernaculaire
Poissons					
Carassius gibelio	Bloch, 1782	Carassin argenté	*Carassius auratus*	Linné, 1758	Poisson rouge
Mammifères					
Canis lupus	Linné, 1758	Loup	*Canis familiaris*	Linné, 1758	Chien
Felis silvestris	**Schreber, 1775**	Chat sauvage	*Felis catus*	Linné, 1758	Chat
Equus ferus	Boddaert, 1785	Cheval	*Equus caballus*	Linné, 1758	Cheval
Sus scrofa	Linné, 1758	Sanglier d'Eurasie	*Sus domesticus*	Erxleben, 1777	Porc
Bos primigenius	Bojanus, 1827	Aurochs	*Bos taurus*	Linné, 1758	Bœuf
Capra aegagrus	Erxleben, 1777	Chèvre égagre	*Capra hircus*	Linné, 1758	Chèvre

Par ailleurs, l'arrangement systématique adopté (voir la synthèse de Lecointre et Le Guyader, 2001) est celui qui est issu de la démarche cladistique. Cependant, comme la terminologie de la systématique classique demeure prégnante, nous avons conservé les termes de vertébrés, amphibiens, oiseaux et mammifères qui correspondent à des groupes monophylétiques, mais également ceux de poissons et de reptiles qui correspondent à des groupes paraphylétiques.

Sauf exception, nous avons retenu l'arrangement systématique et la nomenclature binominale préconisée par Marquet et ses collaborateurs (2003) pour les poissons, par Bauer et Sadlier (2000) pour les amphibiens et les reptiles, par Monroe et Sibley (1993) pour les oiseaux, et par Wilson et Reeder (1993) pour les mammifères. Toujours, sauf exception, nous avons retenu les noms français des espèces préconisés par Marquet et ses collaborateurs (2003) pour les poissons, par Bauer et Sadlier (2000 ; traduction française d'I. Ineich) pour les amphibiens et les reptiles, par Barré et Dutson (2000) ainsi que Barré et Bachy (2003) pour les oiseaux, par Kirsch et ses collaborateurs (2002) pour les chiroptères et par Pascal et ses collaborateurs (2003) pour les mammifères terrestres allochtones.

 © IRD, 2006

Trop souvent, les travaux portant sur les invasions biologiques ne couvrent délibérément que les dernières décennies, parfois les derniers siècles. Une telle approche repose sur un postulat implicite erroné, celui de supposer que les sociétés humaines n'ont que très récemment influé sur leur environnement. Or, les travaux récents de l'archéologie environnementale ont clairement montré que le déplacement volontaire d'espèces animales n'était pas une pratique étrangère aux sociétés néolithiques du Pacifique (Steadman, 1995 ; Steadman et *al*., 1999, 2002). Faire débuter l'histoire des invasions avec les sociétés à écriture est donc source d'erreurs d'autant plus graves que l'on a l'ambition, comme c'est le cas ici, de s'appuyer sur la connaissance du passé pour mieux comprendre le présent et maîtriser l'avenir. Une telle position amène en effet à courir le risque de tenir pour naturelles des situations qui ne sont rien d'autre que le résultat de longues pratiques anthropiques néolithiques. Une telle erreur biaiserait considérablement l'interprétation globale. Il est donc nécessaire de prendre en compte une durée plus longue que celle couverte par les sociétés à écriture. Nous avons donc fixé le domaine temporel de notre étude à l'intervalle de temps compris entre 2000 ans avant J.-C., date des gisements archéologiques les plus anciens témoignant de la présence de l'homme en Nouvelle-Calédonie (Frimigacci et Maitre, 1981), à 2005. Nous avons retenu, quand elle est connue, la date d'introduction de l'espèce sans préjuger de sa date d'installation dans les milieux naturels.

Les définitions d'allochtone et d'autochtone se réfèrent à la notion d'aire de répartition naturelle d'une espèce. Celle-ci n'a aucune raison de correspondre aux limites géographiques des États, et encore moins à des limites administratives. Le territoire de la Nouvelle-Calédonie est constitué de plusieurs centaines d'îles et îlots. Une espèce donnée peut fort bien être autochtone (souvent endémique) de l'une d'entre elles, voire d'une partie de son territoire, et allochtone des autres. Percevoir l'éventuelle diversité des situations de la composition des faunes de vertébrés au sein de la Nouvelle-Calédonie nécessite donc une approche par île ou, pour le moins, par groupe d'îles. Sans préjuger de la possibilité qu'offrent les données disponibles de procéder à une analyse fondée sur une telle échelle (point abordé dans la partie 3), une simple analyse cartographique conduit à identifier les différentes entités insulaires suivantes (de l'ouest à l'est et du sud au nord).

- **Plateau des Chesterfield**
  - Récifs Bellona et récifs Booby : caye de sable de l'Observatoire, caye de sable
  - Récifs Chesterfield : îlot de sable, île Longue, îlot du Passage ou îlot Bennet, îlot Loop, îlots du Mouillage ou îlots Anchorage
  - Récifs Bampton : îlots Avon, îlot Bampton, îlot Reynard, caye de sable Skeleton

- **Nouvelle-Calédonie au sens strict**
  - Île des Pins & îlots satellites
  - Grande Terre & îlots satellites
  - Îles Belep : île Pott, île Art et îlots satellites, îlots de sable dans le Grand lagon Nord
  - Récifs d'Entrecasteaux : récifs Surprise (île Surprise, îlots de sable, île Fabre, île Le Leizour), récifs Huon ou récifs Avon (rochers, île Huon, îlots de sable)

- **Chaîne des îles Loyauté**
  - Île Walpole
  - Maré et îlots satellites
  - Île Tiga
  - Lifou et île Vauvilliers
  - Ouvéa, Pléiades et île Beautemps-Beaupré

- **Sud de l'arc des Nouvelles-Hébrides**
  - Île Hunter ou île Fearn
  - Île Matthew

L'inventaire systématique de certains groupes taxonomiques fait totalement défaut pour certaines des îles citées ci-dessus. À titre d'exemple, Sadlier et collaborateurs (2004b) soulignent, à l'occasion de la description très récente d'un genre nouveau et d'une espèce nouvelle (*Kanakysaurus viviparus*) de *Scincidae* endémique des îles Belep et de l'extrême Nord-Ouest de la Grande Terre, le défaut de prospections de l'herpétofaune pour ces sites. Ils avancent qu'il s'agit là de la première d'une série de descriptions de nouvelles espèces de *Diplodactylidae* et de *Scincidae* endémiques. Si les îles Belep ne sont pas traitées comme une entité à part dans ce document, c'est parce que les inventaires ne permettent pas encore de le faire de façon fondée. Cependant, le défaut d'inventaire de certains groupes systématiques se justifie dans le cas où les îles sont privées des milieux autorisant leur présence. C'est le cas, par exemple, des îles dépourvues de collections d'eau douce ou saumâtre indispensables à la présence de poissons dulçaquicoles (Dauduin et Brunel, 1981 ; Juberthie et Decu, 2001), d'îles privées de la végétation terrestre nécessaire à l'installation de beaucoup d'oiseaux terrestres, ou d'îles exemptes des cavités indispensables aux chiroptères et salanganes. L'absence locale des espèces inféodées à ces milieux a été considérée comme valide en dépit des lacunes d'inventaire. Il n'en est plus de même quand il s'agit d'espèces inféodées à des milieux représentés sur les îles. Dans ce cas, l'absence de ces espèces doit alors être considérée comme hypothétique.

Allochtonie, autochtonie

Sur quels critères classer les taxons en deux grandes catégories, ceux qui seront retenus comme autochtones et ceux qui seront retenus comme allochtones de Nouvelle-Calédonie, ou des sous-ensembles insulaires de ce territoire ?

Parmi les taxons autochtones ou allochtones réputés appartenir à la faune de Nouvelle-Calédonie, il en est qui se reproduisent sur son territoire et d'autres qui le fréquentent exclusivement en dehors des périodes de reproduction pour satisfaire d'autres besoins de leur cycle biologique. Il s'agit de nombreuses espèces d'oiseaux mais aussi de certaines espèces de poissons ou de mammifères, comme les cétacés, qui se reproduisent en mer. Il peut paraître légitime de retenir comme critère d'appartenance à la faune de Nouvelle-Calédonie le fait d'en fréquenter le territoire. Cependant, si ce seul critère est retenu, doivent y figurer également, et elles peuvent être nombreuses, toutes les espèces allochtones qui y ont été représentées fugacement au cours du temps par quelques individus. Outre le fait qu'il paraît exclu dans l'état actuel des connaissances d'en dresser la liste exhaustive, on peut s'interroger sur l'intérêt, au sens

de leur rôle écologique dans les écosystèmes d'accueil, d'établir une pareille liste. Aussi avons-nous adjoint à l'obligation de fréquenter le territoire, celle de s'y reproduire et d'y constituer une ou des populations pérennes.

Nous considérons donc comme autochtone de Nouvelle-Calédonie, ou d'une de ses entités insulaires, une espèce qui, réputée s'être reproduite initialement dans ses milieux dulçaquicoles, saumâtres ou terrestres, y est actuellement présente, disparue ou éventuellement de retour suite à une disparition temporaire.

Nous considérons comme allochtone de Nouvelle-Calédonie, ou d'une de ses entités insulaires, une espèce qui, réputée initialement absente de ses milieux dulçaquicoles, saumâtres ou terrestres, y constitue actuellement une ou des populations s'y reproduisant de façon pérenne. Le terme de pérenne implique ici l'autonomie de reproduction de la population. Sont donc exclues les espèces dont les populations se maintiennent localement grâce à l'introduction obligatoire et régulière d'individus. Sont cependant retenues les espèces qui ont constitué des populations marronnes sur le territoire et qui entretiennent des relations non obligatoires à la pérennité de ces populations avec les sujets domestiques. En effet, on peut s'interroger à juste titre sur le caractère marron attribué dans la suite de ce texte à certaines populations d'ongulés du territoire. La pratique locale d'un élevage très extensif laisse planer le doute sur la justesse d'un tel classement. Nous l'avons cependant conservé car ces populations ont un impact non négligeable sur la faune et la flore locales mais également parce qu'un relâchement minime des pratiques extensives conduirait rapidement à un marronnage total.

Si l'autochtonie des nombreuses espèces endémiques de Nouvelle-Calédonie ne fait aucun doute, pour les autres, ce diagnostic a été réalisé sur la base de la confrontation d'informations paléontologiques, archéologiques, textuelles et biogéographiques. Cependant, ces informations sont très parcellaires, voire inexistantes pour certaines espèces. Statuer de leur caractère autochtone de façon rigoureuse n'est souvent pas possible dans l'état actuel des connaissances. C'est notamment le cas des espèces qualifiées de « cryptogéniques » par Carlton (1996). En effet, pour certains taxons, mais c'est rarement le cas des vertébrés, la découverte de la présence d'une espèce dans une nouvelle localité pose la question souvent insoluble de savoir si, autochtone de cette localité, elle est passée inaperçue jusqu'à sa découverte récente ou si sa présence procède d'une invasion. Toutes ces espèces dont l'autochtonie n'a pu être établie rigoureusement, ont cependant été considérées ici comme autochtones par défaut, jusqu'à preuve du contraire.

Allochtone certes, mais envahissante ou non ?

Le qualificatif d'envahissant fait référence à la perception d'impacts majeurs générés par la présence de l'allochtone. Cependant, il est admis que le recul fait souvent défaut pour apprécier la pérennité de l'installation d'une espèce introduite (Wilson, 1993) et qu'il peut s'écouler un laps de temps substantiel entre cette installation et la perception de la nature et de l'importance des perturbations qu'elle engendre. En outre, si certaines perturbations spectaculaires sont aisément perceptibles, d'autres, même importantes, ne sont décelées que si elles sont spécifiquement recherchées, ce qui est

rarement le cas. Enfin, la nature et l'importance de l'impact peuvent changer selon les localités et évoluer dans le temps, notamment au hasard des successions d'évènements entrant en synergie ou en antagonisme tels, par exemple, les effets cumulés de l'introduction du rat noir et de l'anthropisation des paysages en Corse (Vigne et Valladas, 1996).

Ces différentes considérations nous ont conduit à ranger les espèces allochtones dans trois catégories, en gardant à l'esprit que toute introduction d'espèce génère des perturbations dans son écosystème d'accueil, qu'elles soient perçues ou non, jugées importantes ou pas :

1) la première catégorie renferme les espèces qualifiées de « dormantes », celles dont les populations allochtones néo-calédoniennes ont fait l'objet de travaux permettant d'affirmer qu'à l'heure actuelle, et jusqu'à preuve du contraire, elles n'ont pas provoqué de dysfonctionnements locaux jugés importants ;

2) la seconde concerne les espèces dites « envahissantes », terme qui ne se limite pas à caractériser une dynamique de population ou une conquête de l'espace particulièrement agressive, mais implique également la genèse d'impacts écologiques et socio-économiques importants ;

3) la troisième, baptisée « non documentée », regroupe l'ensemble des espèces dont l'impact n'a fait l'objet d'aucune recherche à ce jour.

Les sources d'information

Jusqu'à ce jour, les inventaires de la flore et de la faune terrestres et dulçaquicoles de la Nouvelle-Calédonie ont été menés de façon privilégiée sur la Grande Terre et, dans une moindre mesure, sur l'île des Pins et dans les îles peuplées de l'archipel des Loyauté. Il existe cependant des données éparses relatives aux autres îles. L'essentiel des informations actuellement intégrées au fichier de données provient des documents suivants, **pour l'ensemble des vertébrés** :

- La synthèse sur les invasions biologiques de Gargominy et ses collaborateurs (1996), et celle de Balouet (1991) sur les disparitions et extinctions, complétée par le récent article de Mourer-Chauviré et Balouet (2005) consacré au genre *Sylviornis* et par celui de Grant-Mackie et ses collaborateurs (2003) pour ce qui est de *Litoria aurea*.
- Pour les poissons, l'atlas des poissons d'eau douce de Marquet et collaborateurs (2003).
- Pour les amphibiens et reptiles, les synthèses de Bauer et Vindum (1990), Bauer (1999), ainsi que Bauer et Sadlier (2000), complétées pour des observations ou des descriptions d'espèces ultérieures dans Henkel et Böhme (2001), Ineich et Lorvelec (2003) ainsi que Sadlier et collaborateurs (2004a, b).
- Pour les oiseaux, les synthèses de Barré et Dutson (2000), Barré et Bachy (2003), ainsi que Barré et collaborateurs (soumis), complétées pour le plateau des Chesterfield et les récifs d'Entrecasteaux par les articles ou rapports de missions de Cohic (1957), Sirgouant et collaborateurs (1989), Suprin (1989)

et Beugnet et collaborateurs (1993), et pour les îles les contributions de Walpole, Hunter et Matthew citées par Condamin (1982).

– Pour les chiroptères, les synthèses de Kirsch et collaborateurs (2002) et de Parnaby (2002).

– Pour les mammifères terrestres allochtones, divers articles ou rapports de missions : Cohic (1957), Rancurel (1973), Richer de Forges et collaborateurs (1988), Condamin (1982), Beugnet et collaborateurs (1993), Chardonnet et Lartigues (1993), Gargominy et collaborateurs (1996), Robinet et Salas (1996), Robinet et collaborateurs (1997, 1998), Lorvelec (2002), de Garine-Wichatitsky (2002), Rouys et Theuerkauf (2003), Whitaker et collaborateurs (2004), de Garine-Wichatitsky et collaborateurs (2004a, b, 2005), Juberthie et Decu (2001) et Barré et collaborateurs (soumis).

Résultats

La part des invasions biologiques à l'échelle géographique de l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie

À l'échelle de la totalité de la Nouvelle-Calédonie, le travail de recensement a produit un ensemble de 295 espèces de vertébrés terrestres ou d'eau douce et saumâtre ayant constitué ou constituant toujours des populations pérennes. Le respect de la règle de reproduction dans les milieux terrestres et dulçaquicoles conduit cependant à réviser ce nombre à la baisse. En effet, 9 espèces d'anguilliformes (*Anguilla australis*, *A. marmorata*, *A. megastoma*, *A. obscura*, *A. reinhardtii*, *Moringua microchir*, *Lamnostoma kampeni*, *L. orientalis, Gymnothorax polyuranodon)* et 7 espèces de mugiliformes (*Cestraeus oxyrhynchus*, *Ce. plicatilis, Crenimugil crenilabis, Cr. heterocheilos, Liza melinoptera, L. tade, Mugil cephalus*), citées par Marquet et ses collaborateurs (2003), sont réputées se reproduire exclusivement en mer, ce qui réduit à 279 ce nombre initial (Annexe 1 ; Tableau 2). Par ailleurs, il est possible qu'à l'avenir, quand le cycle biologique des espèces de poissons néo-calédoniens sera mieux connu, ce nombre décline à nouveau.

Tableau 2 : Effectif des espèces de vertébrés terrestres et dulçaquicoles de Nouvelle-Calédonie en fonction de leur statut ; en italique, le nombre d'espèces endémiques disparues

	Disparues	Endémiques	Autochtones	Allochtones	Total
Poissons	0	12	28	8	48
Amphibiens	0	0	0	1	1
Reptiles	4 *(4)*	68	11	3	86
Oiseaux	14 *(12)*	21	70	18	123
Mammifères	0	6	3	12	21
Total	18 *(16)*	107	112	42	279

D'après les données paléontologiques, archéologiques et historiques disponibles, 18 espèces ont disparu du territoire au cours des quatre derniers millénaires. Seize d'entre elles, endémiques de Nouvelle-Calédonie, sont éteintes à l'échelle du globe. Ces

 © IRD, 2006

18 espèces constituent 6 % de l'ensemble total des espèces prises en considération ici ou 8 % de l'ensemble restreint des espèces endémiques ou autochtones du territoire. Les disparitions recensées ne concernent que les reptiles et les oiseaux. Quatorze de ces disparitions (78 %), sont intervenues pendant la période mélanésienne et concernent 4 espèces de reptiles et 10 espèces d'oiseaux. Les 4 autres (24 %) sont intervenues pendant la période historique et ne concernent que des oiseaux.

Abstraction faite des espèces allochtones et en prenant en compte les espèces disparues, le taux d'endémisme, globalement de 52 %, est éminemment variable d'un taxon à l'autre. Il s'élève à 30 % pour les poissons, 0 % pour les amphibiens (représentés par une unique espèce introduite), 87 % pour les reptiles, 31 % pour les oiseaux et 67 % pour les mammifères. Dans ce dernier cas, les espèces endémiques ou autochtones appartiennent toutes à l'ordre des chiroptères.

Le nombre d'espèces allochtones représente 15 % du nombre total d'espèces recensées ou, en faisant abstraction des espèces disparues, 16 % du peuplement actuel de la Nouvelle-Calédonie. Elles représentent 17 % du peuplement actuel de poissons, 100 % des amphibiens (représentés par une unique espèce introduite), 4 % du peuplement de reptiles, 17 % du peuplement d'oiseaux et 57 % du peuplement de mammifères.

Parmi les 42 espèces allochtones de Nouvelle-Calédonie recensées, 4 ont envahi le territoire récemment et de façon apparemment spontanée, sans l'aide de l'homme. Il s'agit uniquement d'oiseaux, la gallinule sombre (*Gallinula tenebrosa*), le vanneau soldat (*Vanellus miles*), le blongios nain (*Ixobrychus minutus*) et le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*).

Sur les 38 espèces introduites, 37 l'ont été, délibérément ou non, à l'époque historique, et une seule de façon certaine à l'époque mélanésienne. Il s'agit d'un mammifère, le rat du Pacifique (*Rattus exulans*).

Il est vrai, cependant, que les données paléontologiques et archéologiques sont susceptibles d'enrichir à l'avenir le lot des espèces allochtones ainsi que la contribution mélanésienne aux introductions. En effet, différentes considérations biogéographiques, biologiques, écologiques ou comportementales (il s'agit notamment des relations que certaines espèces peuvent entretenir avec l'homme) permettent d'envisager que la présence sur le territoire du boa de Bibron (*Candoia bibroni*), de 5 geckos (*Gehyra vorax*, *Hemidactylus garnotii*, *Hemiphyllodactylus typus*, *Lepidodactylus lugubris*, *Nactus pelagicus*) et d'un scinque (*Emoia cyanura*) serait la conséquence soit d'invasions spontanées, soit d'introductions délibérées ou non de la part de l'homme. Si cette hypothèse se révélait exacte, le nombre d'espèces allochtones de la Nouvelle-Calédonie s'élèverait alors à 49 et représenterait 18 % de son peuplement actuel. Si l'archéologie démontrait ces apparitions et celle de la rainette verte et dorée (*Litoria aurea*) à l'époque mélanésienne, 9 invasions se seraient produites pendant cette époque et 40 pendant l'époque historique, soit 18 % et 82 % du total des invasions, respectivement.

 © IRD, 2006

La part des invasions biologiques à l'échelle des entités insulaires de la Nouvelle-Calédonie

L'examen direct de la base de données laisse apparaître un défaut d'inventaire pour les îles Belep, pour la majorité des récifs du Plateau des Chesterfield de même que pour beaucoup d'îles-satellites des grandes îles. Nous avons donc supprimé ces entités insulaires de l'analyse. En outre, certaines espèces allochtones, telles que la souris grise, les 3 espèces de *Rattus* ou le chat, ont une forte probabilité d'être présentes actuellement sur plusieurs îles habitées de longue date. Que conclure quand aucun des documents consultés ne signale spécifiquement leur absence ? Enfin, si la présence de muridés est signalée sans ambiguïté dans plusieurs cas, l'espèce n'est en revanche pas déterminée. Le tableau 3, qui recense les espèces allochtones signalées sur les diverses entités insulaires prises en considération ici, fait état de ces interrogations.

Parmi les 44 espèces recensées dans le tableau 3, deux oiseaux, le loriquet à tête bleue (*Trichoglossus haematodus*) et le corbeau calédonien (*Corvus moneduloides*) sont des espèces de la Grande Terre, autochtone pour la première et endémique pour la seconde, qui ont été introduites récemment sur Ouvéa et Maré, respectivement.

Parmi les 42 espèces restantes, 29 ne sont présentes que sur une seule entité insulaire, la Grande Terre. Au sein de ces 29 espèces, figurent les 4 oiseaux qui ont envahi spontanément et récemment le territoire.

Les 13 espèces restantes, toutes introduites, sont présentes sur plusieurs îles. Un gecko anthropophile, le margouillat (*Hemidactylus frenatus*), est signalé sur 3 entités insulaires et potentiellement présent sur 3 autres. La rainette verte et dorée (*Litoria aurea*), présente sur la Grande Terre et l'île des Pins, l'est également sur trois îles des Loyauté. À ces deux exceptions près, ce sont les espèces mammaliennes qui sont le mieux représentées. Une seule entité insulaire en serait indemne, Entrecasteaux II, leur présence étant suspectée sur Matthew et Hunter. La présence de populations marronnes de chats est signalée sur 4 îles et suspectée sur 2 autres. Celle de 3 ongulés, le porc, la chèvre et le bœuf, est recensée sur 4 ou 5 entités selon le cas. Enfin, la présence de l'une et/ou l'autre des 4 espèces de rongeurs est signalée ou fortement suspectée pour toutes les entités, à une exception près.

© IRD, 2006

Tableau 3 : Inventaire des espèces allochtone de différentes entités insulaires de Nouvelle-Calédonie

* : espèce absente / : espèce dont l'absence n'a pas été signalée mais est très probable en raison de l'absence de milieu permettant sa survie ? : espèce dont l'absence n'a pas été signalée mais dont la présence n'est pas à exclure I? : le genre est présent (*Rattus*), mais l'identification n'est pas faite au rang de l'espèce I : l'espèce est allochtone de l'entité	En bleu les espèces allochtones ayant envahi le territoire de façon spontané En violet, les espèces endémiques (E) ou autochtones (A) d'une entité insulaire de Nouvelle-Calédonie et introduite sur une autre	Im : impact ND : espèce non documentée en Nouvelle-Calédonie ND/E : espèce non documentée en Nouvelle-Calédonie mais envahissante dans de nombreux cas E : espèce documentée comme envahissante pour la Nouvelle-Calédonie

				Entrecasteaux				Loyautés					
Espèce	**Chest.**	**Pins**	**Grd.Terre**	**Ent I**	**Ent II**	**Ouvea**	**Lifou**	**Tiga**	**Maré**	**Walpole**	**Matthew**	**Hunter**	**Im**
Poissons													
Carassius gibelio	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**ND**
Cyprinus carpio	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**ND/E**
Poecilia reticulata	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**ND**
Xiphophorus hellerii	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**ND**
Micropterus salmoides	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**E**
Oreochromis mossambicus	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**ND/E**
Sarotherodon occidentalis	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**ND**
Trichogaster pectoralis	/	*	I	/	/	/	*	*	*	/	/	/	**ND**
Amphibiens													
Litoria aurea	/	I	I	/	/	I	I	?	I	/	/	/	**ND/E**
Reptiles													
Trachemys scripta	/	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND/E**
Ramphotyphlops braminus	/	?	I	*	*	?	?	?	I	*	*	*	**ND**
Hemidactylus frenatus	*	I	I	*	*	?	I	?	?	*	*	*	**E**
Oiseaux													
Gallus gallus	*	I	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Meleagris gallopavo	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Pavo cristatus	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**

© IRD, 2006

Phasianus colchicus	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Anas aucklandica	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Anas platyrhynchos	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**E**
Trichoglossus haematodus	*	A	A	*	*	I	*	*	*	*	*	*	**ND**
Columba livia	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Geopelia striata	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Streptopelia chinensis	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Gallinula tenebrosa	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Vanellus miles	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Phalacrocorax carbo	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Ixobrychus minutus	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Corvus moneduloides	*	*	E	*	*	*	*	*	I	*	*	*	**ND**
Acridotheres tristis	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**E**
Pycnonotus cafer	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND/E**
Estrilda astrild	*	I	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Lonchura castaneothorax	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Passer domesticus	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Mammifères													
Canis lupus	*	?	I	*	*	?	?	?	?	*	*	*	**ND/E**
Felis silvestris	*	I	I	*	*	?	?	I	I	*	*	*	**ND/E**
Equus ferus	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND**
Sus scrofa	*	I	I	*	*	I	?	*	I	*	*	*	**E**
Cervus timorensis	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**E**
Bos primigenius	*	I	I	*	*	*	*	I	I	*	*	*	**ND/E**
Capra aegagrus	*	I	I	*	*	I	*	I	I	*	*	*	**ND/E**
Mus musculus	*	I	I	I	*	I	I	?	?	?	?	?	**ND/E**
Rattus exulans	I ?	I	I	*	*	I	I	?	?	I ?	?	?	**ND/E**
Rattus norvegicus	*	?	I	*	*	*	I	?	?	*	*	*	**ND/E**
Rattus rattus	I ?	I	I	I	*	*	I	?	?	I ?	?	?	**E**
Oryctolagus cuniculus	*	*	I	*	*	*	*	*	*	*	*	*	**ND/E**
Total (I)	**1**	**11**	**42**	**2**	**0**	**6**	**6**	**3**	**7**	**1**	**0**	**0**	
Total (?)	**0**	**3**	**0**	**0**	**0**	**4**	**4**	**8**	**6**	**2**	**3**	**3**	

 © IRD, 2006

Le tableau 4 liste l'effectif des espèces endémiques ou autochtones disparues, endémiques ou autochtones présentes, et enfin allochtones recensées, pour chacune des entités insulaires prises en considération ici. Un indice d'allochtonie (exprimé en pourcentage) représente le nombre d'espèces allochtones parmi la somme cumulée d'espèces endémiques et autochtones actuellement présentes dans chaque entité insulaire.

Tableau 4 : Effectif recensé des espèces disparues, endémiques, autochtones et allochtones de chaque entité insulaire prise en considération

% : indice d'allochtonie, pourcentage représenté par le nombre d'espèces allochtones par rapport au nombre cumulé d'espèces endémiques et autochtones actuellement présentes.

Entre parenthèses et en italique, le nombre d'espèces allochtones potentiellement présentes et dont l'absence n'est pas spécifiée dans les textes.

Entité insulaire	Disparues	Endémiques	Autochtones	Allochtones	%
Chesterfield	0	0	15	1 *(0)*	6,7
Île des Pins	8	29	37	11 *(3)*	16,7
Grande-Terre	17	100	82	42	23,1
Entrecasteaux I	1	0	16	2	12,5
Entrecasteaux II	0	0	15	0	0
Ouvéa	0	11	38	6 *(4)*	12,2
Lifou	1	16	41	6 *(4*	10,5
Tiga	1	1	19	3 *(8)*	15,0
Maré	2	16	38	7 *(6)*	13,0
Walpole	1	0	14	1 *(2)*	7,1
Matthew	0	0	8	0 *(3)*	0
Hunter	0	0	7	0 *(3)*	0

D'après le tableau 4, seuls la Grande Terre (qui fait l'objet d'inventaires de longue date) l'île des Pins et les récifs d'Entrecasteaux (qui ont fait l'objet de travaux récents) disposent d'une liste d'espèces allochtones proche de l'exhaustivité. Par ailleurs, seules les îles Hunter, Matthew et Entrecasteaux II seraient actuellement dépourvues d'allochtones, encore que la présence de 3 de ces espèces parmi celles signalées sur d'autres entités insulaires de Nouvelle-Calédonie est fortement suspectée dans les deux premières îles.

Sans surprise, ce sont les îles habitées qui manifestent le plus important taux d'allochtonie. Cependant, celui de la Grande Terre est substantiellement plus élevé que celui de la majorité des îles Loyauté.

Sans surprise également, ce sont les entités insulaires très isolées et qui n'ont jamais été habitées qui détiennent le taux d'allochtonie le plus bas : Entrecasteaux II, Walpole et Hunter. Il convient cependant d'utiliser avec prudence les résultats relatifs aux deux dernières îles car certaines espèces allochtones pourraient ne pas y voir été identifiées et, de plus, l'inventaire de leurs vertébrés autochtones est probablement incomplet.

Quoi qu'il en soit, la Grande Terre héberge actuellement la totalité (42) des espèces totalement allochtones pour la Nouvelle-Calédonie, dont 38 introduites par

l'homme. La Grande Terre constitue donc une source potentielle majeure d'introduction pour les autres entités insulaires néo-calédoniennes, et ceci pour deux raisons déterminantes : la proximité géographique et les relations privilégiées qu'elle entretient avec ces îles en terme de volume de trafic de marchandises et de passagers. Deux facteurs aggravants doivent être évoqués à ce propos. D'une part, les espèces allochtones qu'héberge la Grande Terre ont fait la preuve qu'elles peuvent parvenir et s'installer durablement en Nouvelle-Calédonie et, d'autre part, les sociétés humaines des îles qui sont actuellement dépourvues en espèces introduites délibérément sur la Grande Terre sont susceptibles de s'approprier les mobiles à l'origine de leur introduction. Ce paragraphe dévolu à la Grande Terre ne doit pas masquer que le risque constitué par la présence d'espèces allochtones sur une île constitue en règle générale un risque pour les îles voisines. À ce propos, il faut rappeler par exemple que l'île des Pins héberge actuellement 11 espèces allochtones.

Que sait-on de l'impact des espèces allochtones de vertébrés en Nouvelle-Calédonie ?

L'impact de nombreuses espèces allochtones de Nouvelle-Calédonie n'est pas documenté (Tableau 3). Ne seront reprises ici que toutes les espèces pour lesquelles l'impact a été documenté en Nouvelle-Calédonie et celles qui, non documentées localement, sont connues ailleurs pour avoir un impact déterminant.

***Cyprinus carpio,* la carpe commune**

La carpe commune a été introduite dans les années 1950 sur la Grande Terre (Gargominy et *al*. 1996 ; Marquet et *al*., 2003). Son impact sur les écosystèmes d'accueil néo-calédoniens n'est pas documenté.

Signalons que cette espèce figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

***Micropterus salmoides, «* l'achigan à grande bouche » ou black-bass**

Le black-bass a été introduit en 1960 sur la Grande Terre, dans le lac Yaté, pour y développer la pêche sportive et contrôler l'importante population du tilapia, *Oreochromis mossambicus*, espèce introduite auparavant (Devambez, 1960 ; Marquet et *al*., 2003).

L'introduction de ce prédateur est l'une des causes majeures de l'extinction d'une espèce endémique néo-calédonienne, *Galaxias neocaledonicus*, et sa dissémination par certains pêcheurs engendre un fort risque pour nombre d'espèces aquatiques endémiques (Marquet et *al*., 2003). Par ailleurs, le black-bass, sensible au virus de la septicémie hémorragique virale (SHV) (de Kinkelin et *al*., 1999), peut être vecteur de cette maladie à forte incidence en pisciculture.

Cette espèce figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

 © IRD, 2006

Oreochromis mossambicus, le tilapia du Mozambique

Le tilapia du Mozambique a été introduit en 1854 sur la Grande Terre (Devambez, 1964 ; Marquet et *al*., 2003). Son impact sur les écosystèmes d'accueil néo-calédoniens n'est pas documenté.

Cette espèce figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Litoria aurea, la rainette verte et dorée

D'après les synthèses de Bauer et Vindum (1990) et Bauer et Sadlier (2000), *Litoria aurea* aurait été introduite à la fin du XIXe siècle en Grande Terre où elle était déjà largement distribuée au début du XXe siècle. Cependant, certains indices archéologiques en font suspecter la présence sur cette île avant l'époque historique (Grant-Mackie et *al.*, 2003). Il s'agirait alors d'une introduction ancienne en provenance d'Australie. Ce fait serait actuellement le seul témoignage d'une relation ancienne entre l'Australie et la Nouvelle-Calédonie. Son caractère exceptionnel fait qu'il doit être considéré avec prudence et demande à être validé par d'autres observations avant d'être définitivement acquis.

Outre la Grande Terre, l'espèce est, d'après plusieurs témoignages, actuellement présente sur l'île des Pins (F. Brescia, communication personnelle). Elle l'est également dans les Loyauté selon Bauer et Vindum (1990) ainsi que Bauer et Sadlier (2000), en dépit de l'absence de collections d'eaux douces naturelles permanentes. Bauer (communication personnelle, octobre 2005) confirme qu'il existe plusieurs témoignages de sa présence sur Ouvéa, Lifou et Maré, et qu'il l'a lui-même entendue sur Lifou en 2003.

Cette rainette, originaire du sud-est de l'Australie, où elle est classée en danger d'extinction, a également été introduite en Nouvelle-Zélande à la fin du XIXe siècle, au Vanuatu en 1967-1968 selon Tyler (1979), et peut-être à Wallis & Futuna (Lever, 2003).

En Grande Terre, où elle fréquente de nombreux habitats, elle est particulièrement commune dans les jardins, les fossés et les forêts secondaires. Ses têtards se développent dans des mares et des cours d'eau lents. Il semble que les habitats éphémères dépourvus de prédateurs soient préférés par l'espèce. Carnivore, cette grosse rainette possède un large spectre alimentaire qui s'étend jusqu'aux vertébrés de taille conséquente comme des élapidés australiens ou des scinques (*Caledoniscincus austrocaledonicus*) en Nouvelle-Calédonie. L'espèce est également connue pour son cannibalisme occasionnel. La présence de larves d'*Angiostrongylus cantonensis*, un nématode qui parasite l'homme en Nouvelle-Calédonie (de Meuron, 2005), a été observée dans des spécimens néo-calédoniens.

 © IRD, 2006

Trachemys scripta, la trachémyde écrite ou tortue de Floride

Ce serait au cours de la dernière décennie que la tortue de Floride a été introduite dans les milieux péri-urbains de la Grande Terre. Il s'agit vraisemblablement de lâchés par des particuliers de spécimens commercialisés par les animaleries qui s'approvisionnent en nouveau-nés aux Etats-Unis, son aire d'origine. Il est à noter que l'exportation des jeunes individus de cette espèce par les firmes américaines est réalisée en toute connaissance de l'interdiction (1975) qui leur a été faite de vendre des tortues en dessous de 4 *inches* (12 cm) sur le territoire des Etats-Unis, du fait du risque avéré de développement de salmonelloses dans la population humaine (Veysset, 1992).

L'impact de cette espèce sur l'ichthyofaune et les invertébrés d'eau douce néo-calédoniens n'est pas documenté.

Cette espèce figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Hemidactylus frenatus, le margouillat

D'après Bauer et Vindum (1990), et Bauer et Sadlier (2000), le margouillat a été introduit en Grande Terre pendant la seconde guerre mondiale et a colonisé d'autres îles depuis cette époque (île des Pins et Lifou, au moins). Ce gecko, largement inféodé aux habitats humains et aux milieux cultivés, est en général absent des forêts primaires et secondaires de Nouvelle-Calédonie. Il peut cependant se rencontrer dans les maquis du nord-ouest de la Grande Terre et dans certaines formations littorales. Dans les habitations, où il peut se rencontrer en forte densité, les mâles de cette espèce montrent des comportements agonistiques à l'égard d'autres geckos et excluent les formes parthénogénétiques d'*Hemidactylus garnotii* et de *Lepidodactylus lugubris*. Par ailleurs, d'après Cole et ses collaborateurs (2005), l'introduction de cette espèce aux îles Mascareignes a causé, par compétition pour les habitats refuges, un déclin drastique des populations de geckos endémiques de ces îles appartenant au genre indo-pacifique *Nactus*. Les taxons concernés par ce déclin sont *N. coindemirensis*, *N. serpensinsula durrelli* et, probablement, *N. serpensinsula serpensinsula*.

Anas platyrhynchos, le canard colvert

C'est à des fins cynégétiques que le canard colvert a été introduit au début des années 1970 à Ouaco (Barré et Dutson, 2000). Actuellement présent dans 3,5 % des 144 plans d'eau inventoriés récemment en Grande Terre, il s'y trouve au contact de l'autochtone « canard à sourcil » (*Anas superciliosa*) dont la présence a été établie pour 26 % de ces plans d'eau. Le canard colvert fréquente en particulier les environs de Nouméa et de Bourail où des groupes d'une demi-douzaine d'individus, morphologiquement purs ou produits de l'hybridation avec le canard à sourcil, ont été observés.

En Nouvelle-Zélande, le canard colvert, de plus grande taille et plus prolifique que le canard à sourcil, est réputé avoir entraîné la disparition de ce dernier par introgression génétique, les hybrides étant féconds (Rhymer et *al.*, 1994, 2004). Le même phénomène est susceptible de se produire en Nouvelle-Calédonie.

 © IRD, 2006

Acridotheres tristis, le « martin triste »

Cette espèce, introduite en Grande Terre en 1867 pour lutter contre les sauterelles qui ravageaient les cultures (Gargominy et *al*., 1996), est actuellement l'une des plus abondantes parmi les oiseaux de l'île.

Aucune étude n'a été conduite localement pour identifier et apprécier son impact sur les faunes autochtones. Cependant, le martin triste est suspecté d'entrer en compétition avec des espèces locales d'oiseaux pour les ressources alimentaires et les sites de nidification. De plus, il exercerait une prédation sur les couvées. À l'heure actuelle, cette espèce est cependant strictement inféodée aux formations et milieux ouverts anthropisés et ne peut donc constituer une menace pour la faune des milieux forestiers et des maquis. Néanmoins, il visite les poulaillers et les estrans à basse mer, ce dernier milieu étant également fréquenté par des limicoles migrateurs, nicheurs dans le nord de l'Asie (*Pluvialis fulva*, *Heteroscelus* sp, *Limosa lapponica,* principalement). À l'occasion de ces contacts, il pourrait devenir un réservoir et un vecteur local de certains agents pathogènes, tel l'agent de la grippe aviaire, et contaminer alors des oiseaux sauvages aussi bien que domestiques.

Le martin triste figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Pycnonotus cafer, « le bulbul à ventre rouge »

Le bulbul à ventre rouge a été lâché à Nouméa par un particulier en 1983 ou 1987 (Barré et Dutson, 2000). Il s'est répandu dans toute l'agglomération et son aire de répartition s'étend actuellement aux communes voisines de Dumbéa, Païta, Tontouta et Mont-Dore.

Son impact sur les espèces autochtones n'est pas documenté localement, mais il serait de même nature que celui exercé par le martin triste (*Acridotheres tristis*). Cependant, plus volontiers forestier que ce dernier, situation observée en Polynésie française, le bulbul à ventre rouge pourrait voir son impact s'exercer sur une plus grande diversité d'écosystèmes.

Le bulbul à ventre rouge figure sur la liste de l'IUCN (ISSG) des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Canis lupus, le chien

Dans les mémoires du navigateur James Cook (1777) figure ce passage, daté du 8 septembre 1774 : « *Dans l'après-midi, je reçus un message de l'officier m'informant que le chef Tihabouma était venu et apportait en présents des ignames et des cannes à sucre. En retour, je lui envoyai, entre autres choses, un chien et une chienne, tous deux jeunes, mais presque au bout de leur croissance. Le chien était roux et blanc, mais la chienne était entièrement rousse, de la couleur d'un renard d'Angleterre ; je tiens à*

signaler ces couleurs, parce qu'ils peuvent devenir l'Adam et l'Eve de leur espèce dans le pays ».

Si le devenir des « Adam et Eve » de la gente canine néo-calédonienne est inconnu, il est certain que cette espèce a fait depuis l'objet de nombreuses introductions indépendantes, et qu'elle est présente à l'heure actuelle sur la quasi-totalité des îles habitées. Des chiens ont été observés dans différents milieux et dans des sites parfois éloignés des habitations, mais leur appartenance à une population marronne selon la définition que nous avons adoptée, populations se maintenant localement sans introduction obligatoire et régulière d'individus, est souvent difficile à établir. En effet, certains chiens « sauvages » sont des animaux égarés par leur maître lors de chasses ou de promenades (Rouys et Theuerkauf, 2003). À proprement parler, ils ne font pas partie de populations marronnes établies car ils entretiennent des contacts plus ou moins réguliers et difficilement quantifiables avec leurs congénères domestiques et les populations humaines (des tribus ou des exploitations agricoles isolées). Marrons ou domestiques, ces chiens incontrôlés ont des effets dévastateurs sur la biodiversité insulaire (pour revue concernant les pays du Pacifique, voir Sherley, 2000), notamment sur les populations d'oiseaux menacés (par exemple, les kiwis en Nouvelle-Zélande).

L'impact du chien sur la biodiversité calédonienne a fait l'objet de peu d'études détaillées. Cependant, il est vraisemblablement important pour l'avifaune, notamment pour les espèces nichant ou se nourrissant au sol, et a été bien établi pour le cagou, *Rhynochetos jubatus* (Hunt et *al*., 1996). Le chien est également suspecté d'être à l'origine de la disparition du râle de Lafresnaye (Chartendrault, en préparation, communication personnelle). Notons également plusieurs témoignages relatant sa prédation sur des cerfs rusa (y compris sur des mâles adultes) et il est vraisemblable que des cochons (notamment des jeunes) subissent également cette prédation.

Felis silvestris, le chat

En 1980, Pascal a estimé que la population de chats marrons de l'île Kerguelen, fondée en 1951 par deux individus (Pascal, 1994), se serait élevée à 3 500 individus en 1977 et aurait prélevé 1,2 à 1,3 million d'oiseaux annuellement. En 1987, Churcher et Lawton ont estimé que la prédation exercée par les 6 millions de chats domestiques (*sensu stricto*) de la Grande-Bretagne engendre un prélèvement annuel de 100 millions de passereaux et de micro-mammifères sauvages (Moutou, 1994). En 1988, May évoque l'impact du chat domestique, familier ou marron, sur les populations de vertébrés sauvages en terme de « *feline delinquency* ».

Les nombreuses études du régime alimentaire du chat domestique, réalisées en milieu rural continental à l'échelle du globe, montrent que les proies naturelles représentent de 15 % à 90 % de son alimentation (Liberg, 1984). Ces proies naturelles se répartissent de manière suivante : 60 à 70 % de petits mammifères (rongeurs, lagomorphes, etc.), 20 à 30 % d'oiseaux et jusqu'à 10 % d'amphibiens, reptiles et insectes (Borkenhagen, 1979 ; Churcher et Lawton, 1987 ; Liberg, 1984). Des valeurs voisines ont été relevées pour les États américains du Wisconsin et de la Virginie. Cependant, pour l'ensemble de ces cas continentaux, il n'a pas été établi si oui ou non ces prélèvements avaient une incidence significative au niveau de la survie des populations (D. Simberloff, communication personnelle, mars 2006).

Quoi qu'il en soit, l'impact pervers enregistré lors des récentes introductions du chat dans de multiples îles réparties dans la presque totalité des provinces biogéographiques est éloquent (voir par exemple Dickman, 1996 et Risbey et *al*., 2000). À titre d'exemple, en 2001, l'autopsie d'un chat marron présent sur la Petite Terre (Guadeloupe) depuis 1995 au moins, a révélé la présence des restes frais d'une femelle adulte ou d'un grand juvénile d'*Iguana delicatissima*, reptile endémique des Petites Antilles, dont le poids à l'âge adulte dépasse le kg (Lorvelec et *al.*, 2004a).

Par ailleurs, le chat domestique ou marron est réservoir et vecteur de divers pathogènes à incidences humaines et vétérinaires, tels les agents de la rage, de la pasteurellose, ou de la maladie de la griffe du chat (Renault, 1996).

En Nouvelle-Calédonie, le chat a été introduit initialement sur la Grande Terre à l'époque historique, avant 1860 (Gargominy et *al*., 1996). Il y est observé dans tous les milieux et dans des sites parfois très éloignés des habitations (sommet du Koniambo, Mont Humbolt, etc.) et dans les réserves naturelles de la province Sud où sa présence semble généralisée (Rouys et Theuerkauf, 2003). L'examen de crottes récoltées en Grande Terre révèle un grand nombre de restes de rongeurs et ceux de quelques oiseaux et reptiles (Rouys et Theuerkauf, 2003). Il exercerait une forte prédation sur les colonies localisées et menacées de *Procellariidae*, tout particulièrement sur les colonies du Pétrel de Gould (*Pterodroma leucoptera*). À défaut d'études plus précises et quantifiées dévolues spécifiquement à l'impact du chat sur le territoire, les travaux cités ci-dessus pour d'autres parties du monde permettent de supposer avec quelques raisons que les populations marronnes de cette espèce sont susceptibles d'engendrer de graves perturbations aux peuplements d'oiseaux, mais également à la très riche faune endémique de reptiles néo-calédoniens. Lors de l'élaboration d'éventuelles mesures de gestion à l'encontre de cette espèce, il conviendra cependant de prendre en compte sa contribution au contrôle des rongeurs, tous allochtones et destructeurs majeurs de la flore et de la faune autochtones.

Le chat figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Sus scrofa, le porc marron

Le porc a été introduit pour la première fois en Nouvelle-Calédonie par Cook, en 1774, sur la Grande Terre (Gargominy et *al*., 1996). Actuellement, la présence de populations marronnes est confirmée pour la Grande Terre, l'île des Pins et les Loyauté. Il se rencontre dans tous les milieux, bien qu'il semble avoir une affinité particulière pour les bas-fonds et les zones humides, et fréquente des sites éloignés des habitations humaines (Mont Panié, par exemple), notamment les réserves naturelles de la province Sud (Rouys et Theuerkauf, 2003).

L'impact dévastateur des cochons sur la biodiversité a été démontré dans de nombreux pays du Pacifique (voir pour synthèse Sherley, 2000 et le cas particulier de l'île de Clipperton dans Lorvelec et Pascal, 2006), en Australie (Johnson, 1999), à Hawaii et dans d'autres zones insulaires tropicales.

 © IRD, 2006

En Nouvelle-Calédonie, le porc est élevé au rang de nuisance majeure par les agriculteurs du fait des dégâts provoqués aux cultures commerciales et vivrières. Ce problème est perçu comme particulièrement aigu par les populations mélanésiennes pour lesquelles la culture des tubercules traditionnels, tels que les ignames, les taros, etc., constitue une composante essentielle des ressources alimentaires, mais également de la vie sociale (de Garine, 2002).

L'impact du porc marron sur la biodiversité néo-calédonienne n'a pas fait l'objet de travaux détaillés à ce jour. Cependant, il est sans aucun doute important en raison du régime alimentaire de l'espèce qui est omnivore et opportuniste, et de son omniprésence sur la Grande Terre et sur les îles Loyauté. Son impact négatif est avéré sur la malacofaune, notamment sur les bulimes, *Placostylus spp.* (Brescia, 2005), fortement suspecté sur la microfaune terrestre ainsi que sur de nombreux fruits, graines, rhizomes et tubercules de plantes, et peut-être sur certains oiseaux qui nichent à terre ou dans des terriers (cagou, pétrels).

Enfin, le rôle du porc marron comme réservoir de divers pathogènes et parasites ayant une incidence majeure pour la santé humaine et vétérinaire (fièvre aphteuse, maladie d'Aujeszky, trichinellose, brucellose) a été démontré dans d'autres situations. Bien que la Nouvelle-Calédonie soit actuellement indemne de la plupart de ces pathologies, l'existence d'importantes populations incontrôlées de suidés compliquerait grandement les opérations d'éradication d'une pathologie qui serait introduite sur le territoire et pour laquelle le porc constituerait un réservoir avéré.

En dépit de ces nuisances, la présence de cette espèce allochtone n'est pas perçue comme totalement négative par toutes les communautés néo-calédoniennes car elle représente l'un des gibiers les plus fréquemment chassés après le cerf rusa (de Garine, 2002). De plus, sa chair, appréciée, représente localement un apport nutritionnel non négligeable. Comme en Australie (Roberts et *al*., 1999), quoique dans une moindre mesure, la perception du porc marron par les divers interlocuteurs néo-calédoniens est variable. Même si les réticences à l'égard d'éventuelles opérations de contrôle ou d'éradication de la part de certains usagers (chasseurs) seront vraisemblablement moins fortes que pour le cerf rusa (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2003), elles devront nécessairement être précédées de campagnes d'information et de sensibilisation pour s'assurer de l'adhésion des populations locales.

Le porc figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Cervus timorensis, le cerf de Java ou cerf rusa

Le cerf rusa a été introduit en Nouvelle-Calédonie en 1870, sur la Grande Terre, en provenance de l'île indonésienne de Java (Barrau et Devambez, 1957 ; Gargominy et *al*., 1996).

Cette espèce, actuellement présente uniquement sur la Grande Terre et sur certains de ses îlots satellites, y est rencontrée dans tous les milieux terrestres. Si ses plus fortes densités sont, semble-t-il, localisées dans les zones de savane et de forêt sèche de la côte Ouest (Chardonnet, 1988 ; Le Bel et *al.*, 1999), le cerf est également

présent dans les forêts humides (Le Bel et *al*., 2001 ; de Garine-Wichatitsky et *al*., 2005) et dans certaines zones du maquis minier, quoique de manière plus sporadique et à faible densité. De nombreux témoignages indépendants font état d'une augmentation importante des populations de cerfs rusa dans différentes localités de la Grande Terre pendant les dernières décennies, sans toutefois que ces variations soient validées par des relevés objectifs et rigoureux et que les raisons invoquées pour expliquer cette tendance soient concordantes. Si la surabondance des populations de cerfs dans certains milieux, comme les forêts sèches (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2004a), ne fait aucun doute, il semble que les situations soient très contrastées d'un site à l'autre. Le cerf rusa n'est affecté en Nouvelle-Calédonie que par un nombre limité de pathogènes et de parasites (Barré, 1999) et l'espèce n'a à faire face à aucun prédateur naturel, sauf peut-être le chien marron et ceci de manière marginale. La régulation des populations de cerfs en Nouvelle-Calédonie est donc actuellement assurée par la chasse et l'abondance de ses ressources trophiques.

L'impact du cerf rusa sur la biodiversité néo-calédonienne n'a fait l'objet d'études détaillées que récemment. Son impact sur les reliques de forêts sèches (de Garine-Wichatitsky et *al.*, 2004a) est considérable, son action étant considérée comme un des principaux facteurs, avec les feux et les défrichements, qui ont conduit à la réduction drastique de ces formations végétales depuis l'arrivée de l'homme (Bouchet et *al*., 1995). La co-responsabilité (avec le lapin de garenne) de la disparition de la surface du globe du *Pittosporum tanianum,* arbre endémique de l'îlot Leprédour*,* lui a été attribuée (Bouchet et *al*., 1995), fort heureusement à tort puisque quelques pieds du végétal ont été découverts récemment. Il n'en demeure pas moins vrai que le cerf rusa, ruminant opportuniste, consomme de très nombreuses plantes endémiques ou autochtones de ces formations (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2004a, 2005) et menace d'extinction, locale ou totale, plus d'une dizaine d'espèces végétales considérées comme menacées par l'UICN (de Garine-Wichatitsky, données non publiées). Les dégâts dus à l'abroutissement ne sont pas limités aux forêts sèches, et, quoique moins bien décrits, sont sans doute tout aussi importants dans les forêts humides (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2005). Outre l'abroutissement, il faut signaler les effets dus au piétinement et aux frottis sur les troncs d'arbres et d'arbustes lors du rut. À première vue, ces effets peuvent apparaître limités, mais ils atteignent cependant des niveaux significatifs localement (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2004a). Notons enfin qu'outre les effets directs liés à l'abroutissement, le cerf rusa jouerait également un rôle indirect dans les processus d'envahissement des milieux naturels par des pestes végétales introduites en favorisant le développement de certaines d'entre elles (*Psidium guajava, Lantana camara, Leucaena leucocephala, etc.*) (Jaffré et Veillon 1991 ; Gargominy et *al*., 1996 ; de Garine-Wichatitsky et Spaggiari, 2003) ou en disséminant leurs diaspores (de Garine-Wichatitsky et Spaggiari, 2003).

Le cerf rusa est également responsable de dégâts sur les cultures et sur les plantations forestières (Le Bel et *al*., 2001). Ce sont les éleveurs qui sont les plus touchés, notamment les éleveurs de bovins, en raison de la compétition qui s'instaure entre les troupeaux et le cerf pour l'accès au fourrage. Ces pertes sont d'autant plus sensibles qu'il s'agit de pâturages améliorés. Les dégâts infligés aux plantations forestières réalisées lors d'opérations de restauration, notamment de revégétalisation des sites miniers, sont conséquents et ont conduit à clôturer certaines parcelles, ce qui a entraîné des coûts additionnels imprévus et importants.

Actuellement, le cerf rusa ne pose pas de problème majeur à la santé publique et vétérinaire. Il est un hôte secondaire de la tique *Boophilus microplus*, principal parasite affectant les élevages bovins en Nouvelle-Calédonie et, à ce titre, il pourrait jouer un rôle de réservoir et/ou de diffusion de souches résistantes aux acaricides vis-à-vis des troupeaux domestiques. Il a été cependant démontré que son association avec les bovins permettait de réduire l'infestation de ces derniers (Barré et *al*., 2002).

En dépit de ses impacts négatifs, le Cerf rusa a acquis depuis son introduction une importance notable auprès des populations de Nouvelle-Calédonie tant du point de vue économique et nutritionnel que social. Il fait l'objet d'élevages et la trentaine d'exploitations en activité en 2003 a produit 211 tonnes de venaison exportées vers l'Union européenne et représentant une valeur estimée à 93,7 millions de CFP (Anonyme, 2004a). Par ailleurs, les populations sauvages font l'objet d'importants prélèvements. Le cerf rusa représente une des principales sources de protéines animales pour certaines populations rurales de Nouvelle-Calédonie, kanaks et européennes (de Garine, 2002). Comme pour le porc marron, mais de façon plus marquée, la perception du cerf rusa est très variable en fonction des interlocuteurs néo-calédoniens consultés. Il est certain que des groupes d'usagers (chasseurs, éleveurs de cerfs) manifesteront des réticences très fortes à l'éventuelle mise en place de plan de gestion ou d'éradication. Si c'était le cas, de telles mesures de gestion devront nécessairement faire l'objet de négociations impliquant toutes les parties concernées (à une échelle locale et à l'échelle du territoire) et être précédées de campagnes d'information et de sensibilisation pour s'assurer de l'adhésion des populations locales (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2003).

Bos primigenius, le bœuf

Le bœuf a été introduit en Nouvelle-Calédonie vers 1850 (Gargominy et *al*., 1996). Les élevages bovins occupent à l'heure actuelle une place majeure dans le paysage agricole néo-calédonien, notamment dans les plaines de la côte ouest et dans le Nord de la Grande Terre. En 2002, le cheptel néo-calédonien était estimé à un peu plus de 110 000 têtes réparties au sein de 1500 élevages (Anonyme, 2004b), essentiellement localisés sur la côte Ouest de la Grande Terre.

L'existence de populations marronnes de bovins, suivant la définition adoptée, est difficile à établir car la conduite très extensive de certains élevages se traduit par des contacts, apports et manipulations très épisodiques des animaux par leurs propriétaires, sans que l'on sache si ces opérations revêtent un caractère obligatoire dans le maintien des populations. On peut cependant considérer qu'il existe des populations marronnes de bovins localisées dans certaines zones de la Chaîne Centrale et sur certains îlots - satellites de la Grande –Terre, pour le moins.

L'installation des élevages bovins et les effets du pâturage sont responsables de la disparition d'une part importante des savanes boisées qui existaient à la période pré-coloniale (Barrau, 1981 ; Atkinson et Atkinson, 2000). Cependant, peu d'informations détaillées sont disponibles concernant l'impact des bovins sur la biodiversité néo-calédonienne. Ils sont suspectés de contribuer à la dégradation des reliques de forêts sèches (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2004b), notamment lorsque celles-ci sont incluses dans les zones de parcours, comme c'est le cas pour un certain nombre d'exploitations de la côte Ouest (communes de Bourail, Poya, Pouembout et Poum, par exemple). Le

régime alimentaire des bovins laisse supposer que leur impact est essentiellement concentré sur la strate herbacée de la végétation (notamment les graminées), à l'inverse des cerfs rusa qui consomment à la fois des ligneux et des herbacées (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2003). Leur impact serait essentiellement localisé aux zones de prairies, de savanes et aux écotones localisés à leur contact avec les formations boisées. Cette hypothèse a été indirectement validée par les résultats d'une étude par radio-pistage du comportement spatial de bovins dans une mosaïque savane / forêt sèche (Spaggiari et de Garine-Wichatitsky, 2006). L'espèce serait également impliquée dans la dissémination de plantes envahissantes, notamment de graminées, de cypéracées et d'herbacées dicotylédones.

Le bœuf ne figure pas au nombre des espèces de vertébrés considérées comme les plus nocives pour la biodiversité, selon l'UICN. Notons cependant qu'il est considéré comme une menace majeure pour la biodiversité de certaines îles du Pacifique (Atkinson et Atkinson, 2000), notamment à Hawaii (Cabin et *al*., 2000), et que ses effets négatifs ont été documentés dans certaines zones de la Nouvelle-Zélande (Buxton et *al*., 2001) et de l'Australie.

Capra aegagrus, la chèvre

La chèvre a été introduite vers 1850 en Nouvelle-Calédonie (Gargominy et *al*., 1996). En 2002, le cheptel caprin néo-calédonien a été estimé à 8 000 têtes réparties dans 400 élevages dont la majorité (3 sur 4) sont localisés aux îles Loyauté (Anonyme, 2004c). Comme dans le cas des bovins, l'existence de populations marronnes de chèvres au sens de la définition adoptée ici est parfois difficile à établir en raison de la divagation fréquente des troupeaux domestiques, leur conduite étant très extensive, voire absente dans certains cas. Cependant, il existe pour le moins des populations marronnes de chèvres *sensu stricto* localisées sur des îlots-satellites de la Grande Terre et des îles Loyauté, et dans certaines zones arides et/ou escarpées de la Grande Terre.

Comme pour la plupart des îles du Pacifique Sud où la Chèvre s'est implantée de manière durable (Atkinson et Atkinson, 2000), peu d'informations validées et détaillées ont été collectées en Nouvelle-Calédonie concernant son impact sur la biodiversité locale. Les effets négatifs de l'abroutissement sur la régénération de plantes endémiques et autochtones d'un site de forêt sèche de la province Sud ont été établis (de Garine-Wichatitsky et *al*., données non publiées ; de Garine-Wichatitsky et *al*., 2004a). La chèvre, en cours d'éradication sur ce site, et le cerf rusa ont un impact majeur sur la végétation locale et menacent d'extinction un ligneux endémique (*Ochrosia inventorum*) dont la distribution connue actuellement est limitée à ce seul site. Il existe peu d'informations précises en dehors de cet exemple localisé, mais il ne fait aucun doute que la chèvre, en raison de son régime alimentaire mixte et de sa tendance grégaire (Atkinson et Atkinson, 2000), représente une menace pour la biodiversité néo-calédonienne, notamment aux îles Loyauté. Certains auteurs la considèrent au demeurant comme l'espèce la plus destructrice pour les milieux insulaires du globe (King, 1985), et ses impacts considérables sur la composition et la structure de la végétation autochtone ont été démontrés à Hawaii, aux Galàpagos et en Nouvelle-Zélande, entre autres.

Cette espèce figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Mus musculus, la souris grise

Espèce commensale de l'homme, la souris grise se trouve souvent en forte densité dans les bâtiments et exploitations agricoles où elle engendre des dégâts aux stocks. En milieu tropical, ses populations peuvent être abondantes dans les agro-écosystèmes, comme c'est le cas dans les plantations de canne à sucre de la Martinique et de la Guadeloupe, où elles occasionnent des pertes importantes (Anonyme, 1994 ; Pascal et *al*., 2004c).

De récents travaux montrent que son régime alimentaire (réputé granivore) peut comporter une part importante, voire exclusive d'invertébrés, tout particulièrement en milieu insulaire (Le Roux et *al*., 2002), ce qui ne serait pas sans conséquence sur les peuplements d'invertébrés autochtones et les espèces qui leur sont inféodées, oiseaux et reptiles, par exemple. La souris grise est réputée pour être un réservoir et un vecteur de divers pathogènes ayant un impact potentiel sur la santé humaine et vétérinaire. À titre d'exemple, elle constitue en Guadeloupe le principal réservoir contaminant de la bactérie *Leptospira interrogans*, sérogroupe *Icterohaemorrhagiae*, agent de la leptospirose, maladie à incidence humaine et vétérinaire (Michel, 2001). Ce résultat fait de cette espèce le réservoir excréteur le plus important du groupe de rongeurs réputés héberger cette bactérie en Guadeloupe. Ce rôle, récemment découvert, est à prendre en considération. En effet, si les rats ne sont généralement pas tolérés dans les habitats ruraux, les souris, plus discrètes, le sont souvent (Pascal et *al*., 2004c).

La souris grise a été introduite initialement en Nouvelle-Calédonie sur la Grande Terre pendant la période historique, vers 1850. Si son impact sur l'entomofaune et la végétation néo-calédonienne et, par voie de conséquence, sur l'herpétofaune et les oiseaux reste à démontrer, son rôle potentiel de réservoir de la bactérie agent de la leptospirose est à prendre en considération en raison du fort taux de prévalence de cette maladie qui est 200 fois plus élevé en Nouvelle-Calédonie qu'en France métropolitaine (Perrocheau et Perolat, 1997).

Cette espèce figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Rattus exulans, le rat du Pacifique

Avant la période historique, l'homme a transporté et introduit plusieurs espèces de *Rattus* sur de nombreuses îles du Pacifique, probablement de façon délibérée, pour des raisons alimentaires (White et *al.*, 2000 ; Matisoo-Smith et Robins, 2004). Il s'agit du rat du Pacifique, *R. exulans*, et dans une moindre mesure du grand rat épineux, *R. praetor*, et du rat asiatique des maisons, *R. tanezumi*.

Le rat du Pacifique est actuellement la seule espèce dont on soit certain que l'introduction en Nouvelle-Calédonie a été antérieure à l'époque historique. Si son

impact sur l'herpétofaune néo-zélandaise a été établi (Newman et MacFadden, 1990), son impact sur les écosystèmes néo-calédoniens n'est pas documenté et sera maintenant probablement difficile à isoler de celui des deux *Rattus* plus récemment introduits, sauf dans les situations particulières où il est le seul rongeur présent. Il est néanmoins admis aujourd'hui que le rat du Pacifique, moins arboricole et de plus petite taille que le rat noir, a un impact probablement plus modeste sur l'avifaune au moins. En revanche, il est légitime de s'interroger sur les interactions qui se sont mises en place localement entre les trois espèces de *Rattus*, voire avec la souris grise. En particulier, quelle est la faune parasitaire et la flore bactérienne qu'ils partagent et quel rôle chaque espèce peut jouer dans l'épidémiologie de certaines maladies à incidence humaine ou vétérinaire (voir également pour les trois autres muridés).

Rattus norvegicus, le rat surmulot

Dans les habitats humains, le rat surmulot commet d'importants dégâts aux stocks alimentaires et aux structures. En Martinique et en Guadeloupe, comme à la Réunion, il engendre des pertes notables à l'agriculture. En raison de ses fortes capacités d'adaptation, de son régime alimentaire éclectique et plastique, de son fort taux de reproduction et de son comportement agressif, le rat surmulot est considéré comme l'élément le plus perturbateur des écosystèmes parmi les espèces de *Rattus* (*R. exulans*, *R. rattus* & *R. norvegicus*) que l'homme a introduites dans 82 % des îles du monde (Atkinson, 1985).

Son impact sur les peuplements animaux de ses écosystèmes d'accueil a été quantifié dans quelques écosystèmes insulaires. À la suite de son éradication de 6 îles de deux archipels de Bretagne, l'indice d'abondance de deux espèces de musaraignes (*Crocidura suaveolens* et *C. russula*) a été plus que décuplé (Pascal et *al*., 1998, 2005). De plus, au cours des 4 années qui ont suivi son éradication d'une de ces îles, le nombre de couples nicheurs de 13 espèces d'oiseaux terrestres est demeuré stable alors que celui du pipit maritime, *Anthus petrosus*, du troglodyte mignon, *Troglodytes troglodytes*, et de l'accenteur mouchet, *Prunella modularis* a été multiplié par 6, par 3 et par 2, respectivement (Kerbiriou et *al*., 2004). De façon plus générale, son impact négatif sur les avifaunes, herpétofaunes, carcinofaunes, entomofaunes et malacofaunes autochtones des milieux insulaires tropicaux est reconnu (Atkinson, 1985, 1989 ; Towns et *al*., 2003).

Le rat surmulot est réputé être un réservoir et un vecteur de nombreux pathogènes susceptibles d'avoir une incidence en santé humaine et vétérinaire. Pisanu (1999) a montré, qu'introduit en milieu insulaire, il est susceptible d'opérer la capture d'endoparasites (9 dans ce cas, dont 5 représentés par des adultes et 4 par des adultes fertiles), constituant ainsi un nouveau réservoir pour ces espèces. Michel (2001) a mis en évidence, tant sur des îles tempérées que tropicales, son rôle de réservoir contaminant de la bactérie *Leptospira interrogans* ainsi que la forte pathogénicité des souches qu'il héberge (voir à propos de *R. rattus*). L'incidence sur les populations d'espèces autochtones dans les écosystèmes d'accueil des cortèges parasitaires, bactériens et viraux qu'héberge ce rongeur est largement méconnue.

Le rat surmulot a été introduit initialement en Nouvelle-Calédonie sur la Grande Terre pendant la période historique, vers 1850. Si son impact sur l'agriculture, la santé

humaine et vétérinaire et sur les écosystèmes néo-calédoniens n'est pas documenté, les études conduites ailleurs permettent de penser qu'il peut être important, notamment en santé humaine (voir la leptospirose chez *R. rattus*), sur la riche herpétofaune endémique du territoire, sur l'avifaune qui niche à terre ou sous terre et sur la végétation (consommation de graines et de plantules empêchant la régénération forestière spontanée).

Rattus rattus, le rat noir

Le rat noir appartient au trio de *Rattus* (*R. exulans, R. rattus* & *R. norvegicus*) que l'homme a introduit au cours des trois derniers millénaires sur 82 % des îles ou archipels du globe (Atkinson, 1985). Ces introductions ont toutes la réputation d'avoir généré de profondes modifications de la composition et du fonctionnement des peuplements animaux et végétaux dans les écosystèmes d'accueil (Palmer et Pons, 1996, 2001). Elles ont provoqué ou contribué à la disparition de nombreux taxons autochtones ou endémiques, notamment de l'avifaune et de l'herpétofaune pour ce qui concerne les seuls vertébrés (King, 1985 ; Courchamp et *al*., 2003). Sans aller jusqu'à provoquer systématiquement la disparition d'espèces, sa forte prédation sur les œufs et poussins de nombreuses espèces d'oiseaux (Towns et Broome, 2003) et sur de nombreuses espèces de reptiles (Towns et Ferreira, 2001 ; Towns et *al*., 2001, 2003 ; Towns et Broome, 2003) a été établie.

Les rares études documentées relatives à l'impact du rat noir sur les peuplements végétaux et animaux autochtones des territoires sous juridiction française ne portent que sur des milieux insulaires (Lorvelec et Pascal, 2005). Sur les îles méditerranéennes, son effet dépresseur a été mis en évidence principalement sur l'avifaune marine (Daycard et Thibault, 1990 ; Thibault, 1995 ; Martin et *al*., 2000) et son rôle de propagateur d'espèces végétales allochtones, comme les *Carpobrotus,* a été établi pour les îles du littoral méditerranéen de la France (Bourgeois, 2002). Certains impacts de ses populations antillaises ont été identifiés et quantifiés. Le rat noir y réduit de 30 à 100 % le taux de succès à l'envol de plusieurs espèces d'oiseaux marins (Pascal et *al*., 2004a). Il réduit également l'indice d'abondance d'oiseaux terrestres (Lorvelec et *al*., 2004b) et de certaines espèces de la carcinofaune terrestre (Pascal et *al*., 2004a).

Le rat noir est de longue date identifié comme un important ravageur de cultures à l'échelle de la planète. Pour ne se limiter qu'à un seul exemple partiellement quantifié, celui des Antilles françaises, citons les dégâts provoqués par ce rongeur sur les cultures de la région, tout particulièrement celles de la canne à sucre (Du Tertre, 1973). Plus récemment, lors d'une forte infestation des plantations en Martinique, la perte imputable aux rongeurs a été évaluée à 40 % du chiffre d'affaire par hectare (Anonyme, 1994) et le Service de la Protection des Végétaux de Guadeloupe évalue à 5 % de la production les pertes engendrées annuellement aux bananeraies et aux cultures vivrières (Assor, 1994). Si ces estimations n'identifient jamais la ou les espèces de rongeurs impliquées, l'analyse de la structure des peuplements de muridés de ces îles montre que le rat noir est l'espèce la plus représentée dans tous les milieux (Pascal et *al*., 2004c). Effet indirect de son impact, l'introduction de la mangouste de Java *(Herpestes javanicus)* dans ces îles a été aussi dramatique pour la biodiversité que celle du rongeur qu'elle était supposée combattre (Allen, 1911 ; Nellis et Everard, 1983 ; Lorvelec et *al*., 2004b).

 © IRD, 2006

Ce rongeur est réputé être un réservoir et un vecteur de nombreux pathogènes susceptibles d'avoir une incidence en santé humaine et vétérinaire. Pour mémoire, son rôle de réservoir majeur dans les épidémies de peste en Asie, à Madagascar et en Europe est largement admis (Audouin-Rouzeau et Vigne, 1997, Audouin-Rouzeau, 2003). Notons à ce propos que l'examen de 2 445 rats noirs, collectés tout au long du cycle annuel de 1996 à 2002 dans 4 types d'agro-écosystèmes et 3 écosystèmes naturels de la Martinique et de la Guadeloupe, n'a montré aucune puce. Deux spécimens de *Xenopsylla cheopis*, le vecteur de la peste en milieu tropical, ont cependant été collectés sur les deux seuls rongeurs capturés en milieu urbanisé lors de ce travail (Pascal et *al*., 2004b). Le rôle privilégié de l'espèce en tant que réservoir de *Schistosoma mansoni*, trématode responsable de la bilharziose, a été mis en évidence (Golvan et *al.*, 1981) lors de la vaste étude épidémiologique menée sur cette maladie en Guadeloupe (Jourdane et Imbert-Establet, 1980 ; Théron et Pointier, 1995). Toujours en Guadeloupe, son rôle de réservoir a également été évoqué à l'occasion de fortes poussées récentes de salmonelloses, de rares parasitoses humaines à *Angiostrongylus costaricensis* (Juminer et *al*., 1993), mais surtout à la suite de travaux d'épidémiologie portant sur les formes pathogènes de la bactérie *Leptospira interrogans*, responsable de la leptospirose. Une étude menée entre 1986 et 1990 par l'Institut Pasteur de Guadeloupe a montré une forte séro-prévalence de la bactériose au sein des cheptels insulaires de bovins et de chevaux et a fait état du décès de six personnes pour la seule année 1993 (Goursaud et Pérez, 1993). Michel (2001) a mis en évidence que 37 % d'un échantillon de 46 rats noirs collectés dans 3 agro-écosystèmes et 2 écosystèmes naturels de la Guadeloupe étaient porteurs rénaux de la bactérie, 33 % d'un échantillon de 101 spécimens étant séropositifs. Strobel et ses collaborateurs (1992) font état d'un taux de prévalence de la leptospirose, au sein des populations humaines de Martinique et de Guadeloupe, 40 fois supérieur à celui de la France métropolitaine, taux comparable à celui établi pour l'île de la Réunion (Duval et *al.*, 1988), mais nettement inférieur à celui de la Nouvelle-Calédonie qui est estimé 200 fois supérieur à celui de la France métropolitaine (Perrocheau et Perolat, 1997). L'éventuel impact des pathogènes hébergés par le rat noir sur les faunes autochtones est méconnu, les travaux d'épidémiologie ayant été confinés à ce jour à l'épidémiologie humaine et vétérinaire.

Cette synthèse succincte laisse entendre que le rat noir, introduit initialement en Nouvelle-Calédonie sur la Grande Terre pendant la période historique (vers 1850), est une espèce qui a, pour le moins, un fort impact potentiel sur l'avifaune et l'herpétofaune néo-calédoniennes. Les études font défaut, mais il est probable qu'il a également un impact important sur la végétation (régénération forestière au moins dont, entre autres, des plantes de forêt sèche ; de Garine-Wichatitsky et *al*., 2004a). Un travail très récent met en évidence son fort impact sur la malacofaune endémique de l'île des Pins (bulimes du genre *Placostylus* et *Ouagapia* sp.) mais également sur un gastéropde introduit au cours du XXe siècle, *Achatina fulica* (Brescia, 2005). C'est par ailleurs un ravageur de cultures, mais il s'attaque aussi aux stocks alimentaires et aux structures. Enfin, il est le réservoir de pathogènes à incidence humaine et vétérinaire, tout particulièrement de leptospires.

Le rat noir figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

 © IRD, 2006

Oryctolagus cuniculus, le lapin de garenne

Si, au début de l'Holocène, l'aire de répartition du lapin de garenne était probablement limitée à la péninsule Ibérique (Dobson, 1998), l'espèce a été introduite pendant les temps historiques sur tous les continents, à l'exception de l'Antarctique et de l'Asie, et dans de très nombreuses îles du monde (Flux et Fullagar, 1992).

Une abondante littérature atteste du fort impact de l'espèce sur le fonctionnement de ses écosystèmes d'accueil. Par abroutissement, il agit directement sur la composition floristique et sur la structure du couvert végétal, et indirectement sur le cortège faunistique associé à ce couvert végétal. Par son comportement fouisseur, il accélère les processus d'érosion. Il ne semble pas avoir été vecteur de pathogènes spécifiques au cours de sa dispersion. Il est depuis peu réservoir et vecteur des virus spécifiques de la myxomatose et de la VHD (*Viral Haemorrhagic Disease*) transmissibles aux formes domestiques. Il est l'un des hôtes naturels de la douve du foie *Fasciola hepatica* (Ménard et *al*., 2000) et une étude épidémiologique portant sur *Leptospira interrogans*, agent de la leptospirose, menée sur une île à l'embouchure de la Loire, a montré une séro-prévalence de 40 % (51 / 129) et l'absence de portage rénal (Michel, 2001). Enfin, il a également été noté porteur d'anticorps dirigés contre le virus de la BVD (*Bovine Viral Diarrhea*) avec une prévalence de 40 % sans toutefois que l'agent pathogène ait été isolé (Frölich et Streich, 1998).

Le lapin de garenne, introduit initialement en Nouvelle-Calédonie en 1870 (Barrau et Devambez, 1957), a été lâché dans la nature sur l'îlot Leprédour (province Sud) pour les besoins de la chasse en 1972 (Gargominy et *al*., 1996). Il a été tenu pour co-responsable, avec le cerf rusa, de l'extinction d'une espèce endémique ligneuse de cet îlot, *Pittosporum taniatum* (Bouchet et *al*., 1995). Si des prospections récentes ont démenti cette extinction, l'impact du lapin de garenne sur la flore de cet îlot a été jugé préoccupant (Le Tourneur et Pascal, 1994). Il a récemment pris pied en Grande Terre, sur la presqu'île de Bouraké, face à l'îlot Leprédour (probablement suite à un lâché délibéré), et il a également été introduit par des chasseurs sur la presqu'île Montagnès (commune de Païta, province Sud) où une petite population est installée.

Le lapin de garenne constitue une sérieuse menace pour la très riche flore endémique du territoire. Il figure sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (ISSG, 2001).

Conclusions

Rôle de l'homme dans les disparitions et les introductions d'espèces pendant les périodes préhistorique et historique en Nouvelle-Calédonie

Les travaux de paléontologie, d'archéologie et d'histoire font état de la disparition de 17 espèces de vertébrés depuis l'arrivée de l'homme en Nouvelle-Calédonie, il y a de cela 4 000 ans. Treize de ces disparitions (76 %) sont intervenues

pendant la période mélanésienne et concernent 4 espèces de reptiles et 9 espèces d'oiseaux. Les 4 autres (24 %) sont intervenues pendant la période historique et ne concernent que des oiseaux.

Il est probable qu'à l'avenir la paléontologie et l'archéologie augmenteront la liste des espèces disparues pendant la période mélanésienne. Il importe cependant de mettre ces résultats dans une perspective temporelle. En effet, la période mélanésienne couvre un laps de temps de 3 600 ans alors que la période historique se limite à moins de deux siècles et demi. Tenir compte de cet écart de durée conduit à évaluer à 0,4 disparition par siècle le taux de disparition séculaire intervenu pendant la période mélanésienne et à 1,6 la valeur de ce taux pour la période historique, soit 4 fois plus. Par ailleurs, la raréfaction des effectifs d'espèces endémiques de Nouvelle-Calédonie observée actuellement laisserait entendre que les effets engendrés par l'apport du modernisme de la période historique ne sont pas totalement consommés et que bien des espèces sont susceptibles de disparaître prochainement.

L'analyse des données disponibles conduit à conclure que l'homme a introduit en Nouvelle-Calédonie, délibérément ou non, 37 espèces pendant l'époque historique et une seule de façon certaine pendant l'époque mélanésienne. Selon ces données, le taux séculaire d'introduction a été de 0,03 introduction par siècle pendant la période mélanésienne et de 14,8 pendant la période historique, soit un taux environ 500 fois supérieur. À supposer que les travaux de paléontologie, d'archéologie, de biogéographie et de systématique valident l'hypothèse que les Mélanésiens sont à l'origine de l'introduction des 7 espèces de reptiles citées plus haut, le taux séculaire d'introduction s'élèverait alors à 0,22 introduction par siècle, valeur 67 fois inférieure à celle établie pour la période historique.

S'il est probable qu'à l'avenir de futures recherches modifient les valeurs citées ci-dessus, il est cependant peu probable qu'elles contredisent les tendances fortes qu'elles mettent en évidence, à savoir le très fort taux de disparition d'espèces de vertébrés intervenu au cours des deux derniers siècles et le très fort taux d'introduction qui lui est associé.

Importance du nombre d'espèces allochtones au sein des peuplements de vertébrés des îles de Nouvelle-Calédonie

L'analyse des informations en notre possession fait apparaître des situations très contrastées d'une île à l'autre du territoire. Le pourcentage que représentent les espèces allochtones par rapport à l'ensemble des espèces actuellement présentes varie de 23,1 % pour la Grande Terre à 0 % pour Entrecasteaux II. Par ailleurs, la Grande Terre héberge la totalité des espèces allochtones présentes sur le territoire, soit 42 espèces dont 38 introduites délibérément ou non par l'homme.

La Grande Terre constitue donc une importante source d'espèces allochtones pour les autres îles de la Nouvelle-Calédonie. Ce risque est d'autant plus important que les espèces en question ont fait la preuve de leur capacité à parvenir en Nouvelle-Calédonie et à coloniser plusieurs de ses écosystèmes. Ce risque est également important en raison de la proximité géographique et des relations privilégiées

qu'entretient la Grande Terre avec ces îles en terme de volume de trafic de marchandises et de passagers. Ce risque est enfin important parce que les motivations à l'origine de certaines introductions sur la Grande Terre (cynégétique, pêche, colombophilie, aquariophilie, nouvelles espèces d'animaux de compagnie, etc.) sont tout à fait susceptibles de voir le jour sur les îles habitées ou non qui sont actuellement dépourvues de ces espèces allochtones.

Par ailleurs, deux espèces endémiques de la Grande Terre ont été introduites sur les îles Loyauté. De telles introductions peuvent apparaître légitimes, voire salvatrices dans certains cas. Mais c'est oublier que toute introduction a des conséquences et, que de telles introductions sont à proscrire en l'absence de solides travaux d'écologie permettant d'en apprécier de façon fondée les risques au regard des avantages.

En conséquence, les mesures qui doivent être prises pour limiter les introductions d'espèces allochtones depuis l'extérieur du territoire doivent également être mises en application au sein du territoire. Notons que la promulgation de ces mesures et leur application ne relèveraient que des autorités territoriales et ne se heurteraient pas aux difficultés que peuvent soulever des règles conduisant à limiter les échanges commerciaux internationaux (GAT).

Risques engendrés par les vertébrés allochtones actuellement présents en Nouvelle-Calédonie pour la biodiversité locale, l'économie, la santé humaine et vétérinaire

Les modalités d'invasion et l'impact, avéré localement ou connu ailleurs pour être déterminant, ont été établis pour 20 espèces totalement allochtones de Nouvelle-Calédonie. Parmi celles-ci figurent 12 espèces consignées sur la liste de l'IUCN des 100 espèces qui, introduites, engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil. Parmi ces dernières figurent des espèces qui ont également un fort impact potentiel en santé humaine et vétérinaire.

L'important défaut de connaissance sur la biologie, l'écologie et l'impact local de ces 20 espèces interdit d'en établir de façon fondée une liste hiérarchisée en fonction du risque qu'elles font courir aux écosystèmes néo-calédoniens ou à la santé humaine et vétérinaire du territoire. En revanche, le fait que 13 d'entre elles soient consignées sur la liste de l'IUCN les désigne comme devant faire l'objet très rapidement d'une attention particulière. Il s'agit, dans l'ordre systématique, de la carpe commune (*Cyprinus carpio*), de « l'achigan à grande bouche » ou black-bass (*Micropterus salmoides*), du tilapia du Mozambique (*Oreochromis mossambicus*), de la trachémyde écrite ou tortue de Floride (*Trachemys scripta*), du « martin triste » (*Acridotheres tristis*), du « bulbul à ventre rouge » (*Pycnonotus cafer*), du chat (*Felis silvestris*), du porc (*Sus scrofa*), de la chèvre (*Capra aegagrus*), de la souris grise (*Mus musculus*), du rat surmulot (*Rattus norvegicus*), du rat noir (*Rattus rattus*) et du lapin de garenne (*Oryctolagus cuniculus*). La présence de certaines espèces, notamment le cerf rusa *Cervus timorensis*, qui ne figurent pas sur la liste de l'UICN des 100 espèces allochtones les plus nocives, singularise la Nouvelle-Calédonie par rapport aux autres îles tropicales où ces espèces n'ont heureusement pas été introduites. En l'absence de situations comparables pouvant servir de référentiel, l'étude et la mise au point de stratégies et d'outils de gestion de ces espèces, dont les impacts ont été démontrés ou sont fortement suspectés en Nouvelle-

Calédonie, doivent faire l'objet d'une attention particulière. À noter également que dans beaucoup de situations, les relations établies entre plusieurs espèces allochtones devront être prises en considération dans l'élaboration d'éventuelles mesures de gestion, qu'il s'agisse de simples limitations d'effectifs de population ou de projets d'éradication.

Les invasions biologiques sont considérées actuellement comme l'une des principales causes de perte de biodiversité et la principale cause de la banalisation des faunes et des flores à l'échelle du globe (Diamond, 1989 ; Vitousek et *al*., 1997 ; Hulme, 2003). Mooney et Hobbs (2000) vont jusqu'à les considérer comme l'un des processus majeurs du changement global en cours, au même titre que le changement climatique. Cependant, la destruction et la fragmentation des habitats, telle la surexploitation des ressources naturelles, constituent également, à l'échelle du globe (Diamond, 1989) comme pour les îles françaises du Pacifique, des menaces majeures pour la biodiversité (de Garine-Wichatitsky et *al*., 2004b). De même qu'il est présomptueux, en l'état actuel des connaissances, de prétendre hiérarchiser les espèces allochtones en fonction de leur nocivité en Nouvelle-Calédonie, il est également illusoire de prétendre établir une hiérarchisation de la menace globale que font peser ces espèces sur la biodiversité néo-calédonienne par rapport à d'autres menaces d'origine anthropique telles que les feux, les défrichements et les activités minières, par exemple. Si la part respective des extinctions pouvant être attribuées directement aux espèces allochtones par rapport à d'autres activités humaines reste à préciser, il demeure peu probable que les futures recherches remettent en question l'importance globale de la menace que représentent les espèces allochtones pour le territoire.

Les lacunes de connaissances

Certaines de ces lacunes de connaissances, et leurs conséquences, sont évoquées dans le chapitre précédent. D'autres ont été mises en évidence plus haut. Il s'agit de défaut total d'inventaire ou de défaut d'inventaire de certains groupes taxonomiques pour diverses entités insulaires, qu'il s'agisse des espèces endémiques et autochtones ou des espèces allochtones. À titre d'exemple, alors que cette synthèse était achevée, Bauer et ses collaborateurs (2006) publient la description d'une nouvelle espèce (*marmorata*) d'un nouveau genre (*Oedodera*) de gecko endémique du Nord-Ouest de la Grande Terre, confirmant l'hypothèse de Sadlier et de ses collaborateurs (2004b), citée plus haut. Mieux, à la lumière de l'analyse moléculaire, ils concluent que ce taxon serait à l'origine de la radiation de la très riche faune de *Diplodactylidae* néo-calédoniens déjà décrits et insistent sur le risque que lui font courir les feux de brousse, les espèces allochtones et le développement des exploitations minières.

La commande de cette expertise collective témoigne de l'intérêt des responsables des trois provinces de Nouvelle-Calédonie pour les invasions biologiques et leurs conséquences. L'un des objectifs de cet article est de leur fournir des informations quantifiées ou semi-quantifiées leur permettant d'élaborer et d'argumenter une politique globale à l'égard des invasions biologiques, car un tel sujet ne peut se contenter de solutions palliatives à court terme. Cette expertise a également pour objectif de faire percevoir que le problème ne se situe pas uniquement aux frontières du territoire mais également à l'intérieur de celui-là, et que la grande biodiversité du territoire constitue une importante richesse potentiellement très menacée par les déplacements d'espèces d'une île à l'autre.

 © IRD, 2006

Bibliographie

ALLEN G.M., 1911 - Mammals of the West Indies. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College*, 54(6): 174-263.

ANONYME, 1994 – « Étude sur les attaques des rats ». *In* : Rapport d'activité 1993, Fort-de-France, Martinique, C.T.C.S. : 78-84.

ANONYME, 1999 - IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss due to Biological Invasion. *Species*, 31-32: 28-42.

ANONYME, 2004a - *Mémento année agricole 2003*. Nouméa, DAVAR, Service de l'eau et des statistiques et études rurales, 8 p.

ANONYME, 2004b - *Inventaire Agricole Communal 2002 - Province Sud*. Nouméa, Nouvelle-Calédonie, ISEE, DAVAR, 86 p.

ANONYME, 2004c - *Inventaire Agricole Communal 2002 - Province Iles Loyauté*. Nouméa, Nouvelle-Calédonie, ISEE, DAVAR, 30 p.

ASSOR J., 1994 - *Campagne de dératisation en Guadeloupe*. Service de la Protection des Végétaux de Guadeloupe, Pointe-à-Pitre, 6 p.

ATKINSON I.A.E., 1985 - The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *ICPB Technical publication,* 3: 35-81.

ATKINSON I.A.E., 1989 – « Introduced animals and extinctions ». *In* Western D., Pearl M.C. (Eds): *Conservation for the Twenty-first Centur.* Oxford, Oxford University Press: 54-75.

ATKINSON I.A.E., ATKINSON T.J., 2000 – « Land vertebrates as invasive species on islands served by the South Pacific Regional Environment Programme ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 19-84.

AUDOUIN-ROUZEAU F., 2003 - *Les chemins de la peste : le rat, la puce et l'homme*. Rennes, Presses Universitaires de Rennes, 371 p.

AUDOUIN-ROUZEAU F., VIGNE J.-D., 1997 - Le Rat noir (*Rattus rattus*) en Europe antique et médiévale : les voies du commerce et l'expansion de la peste. *Anthropozoologica*, 25-26 : 399-404.

BALOUET J.C., 1991 – « The fossil vertebrate record of New Caledonia ». *In :* Vickers-Rich P., Monaghan J.M., Baird R.F., Rich T.H. (eds) : *Vertebrate Paleontology in Australasia*. Melbourne, Pioneer Design Studio: 1383-1409.

BARRAU J., 1981 – « Indigenous and colonial land-use systems in Indo-Oceanian savannas: the case of New Caledonia ». *In* Harris D.R. (ed) : *Human Ecology in Savanna Environment*. London, Academic Press: 253-265.

BARRAU J., DEVAMBEZ L., 1957 - Quelques résultats inattendus de l'acclimatation en Nouvelle-Calédonie. *Terre & Vie*, 4 : 324-334.

BARRÉ N., 1999 – « Parasites et agents pathogènes du cerf rusa ». *In : Le Cerf Rusa en Nouvelle-Calédonie.* Actes du séminaire. CIRAD Mandat de Gestion. Port-Laguerre, Nouvelle-Calédonie : 48-58.

BARRÉ N., BACHY P., 2003 - Complément à la liste commentée des oiseaux de Nouvelle-Calédonie. *Alauda*, 71(1) : 31-39.

BARRÉ N., BIANCHI M., DE GARINE-WICHATITSKY M., 2002 - Effect of the association of cattle and rusa deer *(Cervus timorensis russa)* on populations of cattle ticks (*Boophilus microplus*). *Annals of New York Academy of Science,* 969 : 280-289.

BARRÉ N., DUTSON G., 2000 - Oiseaux de Nouvelle-Calédonie. Liste commentée. *Supplément Alauda*, 68(3) : 1-48.

BARRÉ N., VILLARD P., MANCEAU N., MONIMEAU L., MÉNARD C., *soumis* - Les oiseaux de l'archipel des Loyauté (Nouvelle-Calédonie) : inventaire et éléments d'écologie et de biogéographie. *Revue d'Écologie.*

BAUER A.M., 1999 – « The terrestrial reptiles of New Caledonia: the origin and evolution of a highly endemic herpetofauna ». *In* Ota H.(ed.) : *Tropical Island Herpetofauna : Origin, Current Diversity, and Conservation*. Amsterdam, Elsevier Science: 3-25.

BAUER A.M., JACKMAN T.T., SADLIER R.A., WHITAKER A.H., 2006 - A New Genus and Species of Diplodactylid Gecko (Reptilia: Squamata: Diplodactylidae) from Northwestern New Caledonia. *Pacific Science*, 60(1): 125-135.

BAUER A.M., SADLIER R.A., INEICH I. (trad.), 2000 - *The Herpetofauna of New Caledonia*. Ithaca, Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 310 p.

BAUER A.M., VINDUM J.V., 1990 - A Checklist and key to the Herpetofauna of New Caledonia, with Remarks on Biogeography. *Proceedings of the Academy of Sciences*, 47(2): 17-45.

BEUGNET F., COSTA R., FERRE O., MARCHAL V., 1993 - Statut sanitaire et inventaire de l'avifaune des îlots français du Pacifique-Sud. Étude de l'île Surprise (18° 29' S, 162° 05' E). *Revue de Médecine Vétérinaire*, 144(7) : 607-613.

BORKENHAGEN P., 1979 - Zur Nahrungsökologie streunender Hauskatzen (*Felis sylvestris f. catus* Linné, 1758) aus dem Stadtbereich Kiel. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 44 : 375-383.

BOUCHET P., JAFFRE T., VEILLON J.M., 1995 - Plant extinction in New Caledonia: protection of scherophyll forest urgently needed. *Biodiversity and Conservation*, 4(4) : 415-428.

BOURGEOIS K., 2002 - *Analyse du rôle des vertébrés dans la dissémination et la germination des* Carpobrotus ssp. *(Aizoaceae), végétaux exotiques envahissants du littoral méditerranéen*. Université d'Aix-Marseille III, DEA Biosciences de l'environnement, Chimie et Santé, 35 p.

BRESCIA F., 2005 - *Amélioration des connaissances sur l'écologie des bulimes (dynamique des populations, prédation), étude des prélèvements dans les stocks naturels et poursuite du transfert de la méthode d'élevage sur l'Île des Pins*. Rapport d'étude IAC-DRN (Province Sud), Programme Élevage et Faune Sauvage.

BUXTON R.P., TIMMINS S.M., BURROWS L.E., WARDLE P., 2001 - Impact of cattle on Department of conservation grazing leases in South Westland: results from monitoring 1989-99, and recommandations. *Science for Conservation*, 179: 1-64.

CABIN R.J., WELLER S.G., LORENCE D.H., FLYNN T.W., SAKAI A.K., SANDQUIST D., HADWAY L.J., 2000 - Effects of long-term ungulate exclusion and recent alien species control on the preservation and restoration of a hawaiian tropical dry forest. *Conservation biology*, 14(2): 439-453.

CARLTON J.T., 1996 - Biological Invasions and Cryptogenic species. *Ecology*, 77(6): 1653-1655.

CHARDONNET P., 1988 - *Étude de faisabilité technique et économique de l'élevage de cerfs en Nouvelle-Calédonie*. Maisons-Alfort, CIRAD-IEMVT, 282 p.

CHARDONNET P., LARTIGUES A., 1993 - La faune sauvage terrestre vertébrée en Nouvelle-Calédonie (2éme et dernière partie). *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse*, 181 : 24-31.

CHURCHER P.B., LAWTON J.H., 1987 – Predation by domestic cats in an English village. *Journal of Zoology, London*, 212: 439-455.

COHIC F., 1957 - *Rapport sur une mission effectuée aux îles Chesterfielden septembre 1957*. Nouméa, ORSTOM, 20 p.

COLE N.C., JONES C.G., HARRIS S., 2005 - The need for enemy-free space: The impact of an invasive gecko on island endemics. *Biological Conservation*, 125(4): 467-474.

CONDAMIN M., 1982 –Mission aux îles Walpole, Hunter et Matthew du 5 au 9-12-1977 et du 3 au 5-1-1978. *Nature Calédonienne*, 17 : 15-21.

COOK J., 1777 - *In : Relation de voyages autour du monde*. Édition française de 1980. T1, François Maspero, Paris : 268-269.

COURCHAMP F., CHAPUIS J.-L., PASCAL M., 2003 - Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society,* 78(3): 347-383.

DAUDUIN D., BRUNEL J.P., 1981 – « Hydrologie = Hydrology ». *In :* Sautter C. (coord.) : *Atlas de la Nouvelle-Calédonie et dépendances*. Paris, ORSTOM, 3 pl.

DAYCARD L., THIBAULT J.-C., 1990 - Gestion de la colonie de Puffin cendré (*Calonectris diomedea*) de l'île Lavezzi (Corse) : une expérience de dératisation. *Travaux Scientifique du Parc Naturel Régional et des Réserves Naturelles de Corse,* 28 : 55-71.

DE GARINE I., 2002 - *Études des aspects socio-culturels de la chasse en Nouvelle-Calédonie*. IAC. Programme Élevage et Faune, Païta, Nouvelle Calédonie. Rapport N° 4-2002 : 1-45

DE GARINE-WICHATITSKY M., 2002 - *Observations préliminaires sur l'impact des ongulés sur les formations de forêts sèches et des formations associées de l'îlot Baaba*. Rapport de mission non publié, Réf. 76/2002/CP. Programme de Conservation des Forêts Sèches, Koné, Nouvelle-Calédonie, **7** : 1-10.

DE GARINE-WICHATITSKY M., BLANFORT V., BRESCIA F., CHAZEAU J., FOGLIANI B., JAFFRÉ T., JOURDAN H., MEYER J.Y., PAPINEAU C., TASSIN J., 2004b – « Altération de la biodiversité terrestre des îles françaises du Pacifique: effets de l'anthropisation et des invasions biologiques ». *In : Assises de la Recherche Française dans le Pacifique.* Nouméa, Nouvelle-Calédonie : 89-96.

DE GARINE-WICHATITSKY M., DUNCAN P., LABBÉ A., SUPRIN B., CHARDONNET P., MAILLARD D., 2003 - A review of the diet of rusa deer *Cervus timorensis russa* in New Caledonia : are the endemic plants defenceless against this introduced, eruptive ruminant? *Pacific Conservation Biology,* 9(2): 136-143.

DE GARINE-WICHATITSKY M., SOUBEYRAN Y., MAILLARD D., DUNCAN P., 2005 - The diets of introduced rusa deer (*Cervus timorensis russa*) in a native sclerophyll forest and a native rainforest of New Caledonia. *New Zealand Journal of Zoology*, 32(2): 117-126.

DE GARINE-WICHATITSKY M., SPAGGIARI J., 2003 – « Alien plants in native sclerophyll forests of New Caledonia : the role of ungulates? » *In: Proceedings of the regional workshop on invasive species in pastoral areas*, 24–28 November 2003, IAC–SPC, New Caledonia.

DE GARINE-WICHATITSKY M., SPAGGIARI J., MÉNARD C., 2004a – *Écologie et impacts des ongulés introduits sur la forêt sèche de Nouvelle-Calédonie. Rapport de recherche*. IAC (Institut agronomique néo-calédonien), 115 p.

DE KINKELIN P., DANIEL P., HATTENBERGER-BAUDOUY A.M., BENMANSOUR A., 1999 - *The large-mouth bass (Micropterus salmoides): a novel host for viral haemorrhagic septicaemia virus (VHSV).* 9th International Conference of the EAFP on Diseases of Fish and Shellfish, Rhodes, Greece, Abstract Book : 174.

DE MEURON K., 2005 - *Angiostrongylose en Martinique : à propos de quatre cas pédiatriques*. Thèse de doctorat de la faculté de médecine de Dijon, 134 p.

DEVAMBEZ L.C., 1960 - D'Amérique en Nouvelle-Calédonie, le Black-Bass. *Bulletin du Pacifique Sud*, 10(4) : 7, 26.

DEVAMBEZ L.C., 1964 - Le Tilapia dans le Pacifique Sud. *Bulletin du Pacifique Sud*, 14(4) : 13-14, 53.

DIAMOND J., 1989 – « Overview of recent extinctions ». *In :* Western D., Pearl M.C. (eds): *Conservation for the Twenty-first Centur.* Oxford, Oxford University Press: 37-41.

DICKMAN C.R., 1996 - Impact of exotic generalist predators on the native fauna of Australia. *Wildlife Biology*, 2: 185-195.

DOBSON M., 1998 - Mammal distributions in western Mediterranean : the role of human intervention. *Mammal Review*, 28(2): 77-88.

DU TERTRE J.B., 1973- *Histoire Générale des Antilles habitées par les François*. *Réed. exécutée d'après l'éd. de TH. Jolly de 1667-1671*. Fort de France, Éditions des Horizons Caraïbes, 3vol. : XXII-588 + XIX-501 + XVIII-282-337 p.

DUVAL G., LEMAHEU J.M., MICHAULT A., LE ROYER C., CHUET C., GENIN R., 1988 - La leptospirose humaine à l'île de la Réunion. À propos de 82 cas. *Médecine et maladies infectieuses*, 2 : 80-84.

FLUX E.C., FULLAGAR P.J., 1992 - World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. *Mammal Review*, 22(2-3): 151-205.

FRIMIGACCI D., MAITRE J.P., 1981 – « Archéologie et préhistoire (dont une carte, planche 16) ». *In* Sautter G. (ed) *: Atlas de Nouvelle-Calédonie et dépendances,* Paris, ORSTOM,: 41-44, cart. :Carte: 1:1/43000000, tabl.

FRÖLICH K., STREICH W.J., 1998 - Serologic evidence of bovine viral diarrhea virus in free-ranging rabbits from Germany. *Journal of Wildlife Diseases*, 34(1): 173-178.

GARGOMINY O., BOUCHET P., PASCAL M., M. JAFFRÉ, TOURNEUR J.C., 1996 - Conséquences des introductions d'espèces végétales et animales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'écologie*, 51(4) : 375-402.

GOLVAN Y.J., COMBES C., EUZÉBY J., SALVAT B., 1981 - *Enquête d'épidémiologie écologique sur la schistosomose à Schistosoma mansoni en Guadeloupe (Antilles françaises).* Paris, Édition du Muséum, 229 p.

GOURSAUD R., PÉREZ J.M., 1993 – « Les leptospiroses en Guadeloupe ; résultats préliminaires d'une étude prospective. Poster ». *In 5ème journée thématique de biologie médicale*, 24-25 avril 1993, Le Gosier, Guadeloupe.

GRANT-MACKIE J.A., BAUER A.M., TYLER M.J., 2003 - Stratigraphy and Herpetofauna of Mé Auré Cave (Site WMD007), Moindou, New Caledonia. *Les Cahiers de l'Archéologie en Nouvelle-Calédonie*, 15: 295-306.

HENKEL F.W., BÖHME W., 2001 - A new carphodactyline gecko of the New Caledonian genus *Eurydactylodes* (Sauria: Gekkonidae). *Salamandra,* **37**(3): 149-156.

HULME P.E., 2003 - Biological invasions : winning the science battles but losing the conservation war? *Oryx*, 37: 178-193.

HUNT G.R., HAY R., VELTMAN C., 1996 - Multiple kagu *Rhynochetos jubatus* deaths caused by dogs attacks at a high altitude site on Pic Ningua, New Caledonia. *International Bird Conservation*, **6** : 295-306.

ICZN (INTERNATIONAL COMMISSION ON ZOOLOGICAL NOMENCLATURE), 2003 - Opinion 2027 (Case 3010). Usage of 17 specific names based on wild species which are predated by or contemporary with those based on domestic animals (Lepidoptera, Osteichthyes, Mammalia): conserved. *Bulletin of Zoological Nomenclature*, 60(1): 81-84.

INEICH I., LORVELEC O., 2003 - Geographic Distribution. Lacertilia. *Lepidodactylus lugubris* (Mourning Gecko). New Caledonia: D'Entrecasteaux Reefs: The Surprise and Huon Islands. *Herpetological Review*, 34(4): 384-385.

ISSG, 2001 - *100 of the World's worst invasive alien species*. ISSG, Auckland, 11 p.

JAFFRÉ T., VEILLON J.M., 1991 - *La forêt sclérophylle de la province Sud de la Nouvelle-Calédonie*. Orstom, Nouméa (NCL), No 6, 93 p., cart. :Carte: 3:1/10.000 h.t., tabl. - (Sciences de la Vie.Botanique.Conventions (NCL))

JOHNSON C.N. (ed.), 1999 - *Feral Pigs : Pest status and prospects for control. Proceedings of a feral pig workshop*. Cairns, Australia, James Cook University, Cooperative Research Centre for Tropical Rainforest Ecology and Management, 74 p.

JOURDANE J., IMBERT-ESTABLET D., 1980 - Etude expérimentale de la permissivité du Rat sauvage(*Rattus rattus*) de Guadeloupe à l'égard de *Schistosoma mansoni*. Hypothèse sur le rôle de cet hôte dans la dynamique des foyers naturels. *Acta Tropica*, 37 : 41-51.

JUBERTHIE C., DECU V., 2001 – « Nouvelle-Calédonie ». *In : Encyclopaedia Biospeleologica. Tome **3***. Bucarest, Moulis : 2121-2131.

JUMINER B., BOREL G., MAULÉON H., DURETTE-DESSET M.-C., RACCURT C.P., ROUDIER M., NICOLAS M., PEREZ J.M., 1993 - L'infestation murine naturelle par *Angiostrongylus costaricensis* Morera et Céspèdes, 1971 à la Guadeloupe. *Bulletin de la Société de pathologie exotique*, 86(5 Pt 2): 502-505

KERBIRIOU C., PASCAL M., LE VIOL I., GAROCHE J., 2004 – Conséquences sur l'avifaune terrestre de l'île de Trielen (Réserve Naturelle d'Iroise, Bretagne) de l'éradication du rat surmulot (*Rattus norvegicus*). *Revue d'écologie*, 59(1-2) : 319-329.

KING W.B., 1985 – « Island birds : will the future repeat the past? » *In :* Moors P.J. (ed.): *Conservation of island birds, vol. 3*. ICBP Technical Publication : 3-15.

KIRSCH R.A., TUPINIER Y., BEUNEUX G., RAINHO A., 2002 - *Contributions à l'inventaire chiroptérologique de la Nouvelle-Calédonie : Chiroptera Pacifica, Missions 2000 & 2001, rapport final et recommandations*. Nort sur Erdre, France, Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères (SFEPM), 129 p.

LE BEL S., BRESCIA F., BARRÉ N., 1999 - *Étude de la biologie du cerf rusa (*Cervus timorensis russa*) en milieu naturel, base d'un plan de gestion des populations de cervidés sauvages. Etude de cas: La propriété Metzdorf sur la côte Ouest de la Nouvelle-Calédonie.* CIRAD-EMVT, Port-Laguerre, 63 p.

LE BEL S., SARRAILH J.M., BRESCIA F., CORNU A., 2001 - Présence du cerf rusa dans le massif de l'Aoupinié en Nouvelle-Calédonie et impact sur les reboisements en kaoris. *Bois et Forêts des Tropiques*, 269(55): 5-17.

LE ROUX V., CHAPUIS J.L., FRENOT Y., VERNON P., 2002 - Diet of the house mouse (*Mus musculus*) on Guillou Island, Kerguelen archipelago, Subantarctic. *Polar Biology*, 25(1) : 49-57.

LECOINTRE G., LE GUYADER H., 2001 - *Classification phylogénétique du vivant*. Paris, Belin, 543 p.

LETOURNEUR J., PASCAL M., 1994 - *Modalités susceptibles de permettre une réhabilitation écologique de l'îlot Leprédour et une restauration de sa flore par des mesures de gestion de sa faune sauvage.* Nouméa, Nouvelle-Calédonie, Études et synthèses du CIRAD, Mandat de gestion Nouvelle-Calédonie.

LEVER C., 2003 - *Naturalized Reptiles and Amphibiens of the World*. Oxford, Oxford University Press, 318 p.

LIBERG O., 1984 - Food habits and prey impact by feral and house-based domestic cat in a rural area in Southern Sweden. *Journal of Mammalogy*, 65(3): 424-432.

LORVELEC O., 2002 - *Rapport provisoire de mission aux îles Surprise, Fabre, Le Leizour et Huon (récifs d'Entrecasteaux, Nouvelle-Calédonie, novembre 2002)*. INRA Rennes : 1-16.

LORVELEC O., DELLOUE X., PASCAL M., MÈGE S., 2004b - Impacts des mammifères allochtones sur quelques espèces autochtones de l'Îlet Fajou (Réserve Naturelle du Grand Cul-de-Sac Marin, Guadeloupe), établis à l'issue d'une tentative d'éradication. *Revue d'écologie*, 59(1-2) : 293-306.

LORVELEC O., LEVESQUE A., BARRÉ A., FELDMANN P., LEBLOND G., JAFFARD M.-E., PASCAL M., PAVIS C., 2004a – Évolution de la densité de population de l'Iguane des petites Antilles (*Iguana delicatissima*) dans la Réserve Naturelle des îles de la Petite Terre (Guadeloupe) entre 1995 et 2002. *Revue d'écologie*, 59(1-2) : 331-344.

LORVELEC O., PASCAL M., 2005 - French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biological Invasions*, 7(1): 135-140.

LORVELEC O., PASCAL M., 2006 - Les vertébrés de Clipperton soumis à un siècle et demi de bouleversements écologiques. *Revue d'Écologie*, 61(2) : 135-158

MARQUET G., KEITH P., VIGNEUX E., 2003 - *Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle-Calédonie*. Paris, Muséum national d'histoire naturelle, Collection Patrimoines Naturels 58, 282 p.

MARTIN J.L., THIBAULT J.C., BRETAGNOLLE V., 2000 – Black rats, island characteristics, and colonial nesting birds in the mediterranean: consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology*, 14(5): 1452-1466.

MATISOO-SMITH E., ROBINS J.H., 2004 – Origins and dispersals of Pacific peoples: evidence from mtDNA phylogenies of the Pacific rat. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(24): 9167-9172.

MAY R.M., 1988 - Control of feline delinquency. *Nature*, 332: 392-393.

MÉNARD A., L'HOSTIS M., LERAY G., MARCHANDEAU S., PASCAL M., ROUDOT N., MICHEL V., CHAUVIN A., 2000 – Inventory of wild rodents and lagomorphs as natural hosts of Fasciola hepatica on a farm located in a humid area in Loire Atlantique (France). *Parasite*, 7(2): 77-82.

MICHEL V., 2001 - *Épidémiologie de la leptospirose zoonose : étude comparée du rôle de différentes espèces de la faune sauvage et de leur environnement*. Thèse Univ. Claude Bernard Lyon I, Spécialité Ecologie Microbienne, 223 p.

MONROE B.L., SIBLEY C.G., 1993 - *A world checklist of birds.* New Haven, Yale University Press, 393 p.

MOONEY H.A., HOBBS R.J., 2000 – « Global Change and Invasive Species: Where Do We Go from Here? » *In* Mooney H.A., Hobbs R.J. (eds.): *Invasive species in a changing world*. Washington D.C., Island Press: 425-434.

MOURER-CHAUVIRÉ C., BALOUET J.C., 2005 – « Description of the skull of the genus *Sylviornis* Poplin, 1980 (Aves, Galliformes, Sylviornithidae new family), a giant extinct bird from the Holocene of New Caledonia ». *In* Alcover J.A., Bover P. (eds.): *Insular Vertebrate Evolution : the Palaeontological Approach Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*. Proceedings of the International Symposium, 12 : 205-218.

MOUTOU F., 1994 - Déplacement d'espèces animales par l'Homme : conséquences écologiques et sanitaires. Discussion. *Anthropozoologica*, 19 : 3-8.

NELLIS D.W., EVERARD C.O.R., 1983 - *The biology of the mongoose in the Caribbean*. Utrecht, Foundation for scientific research in Surinam and the Netherlands Antilles, 162 p.

NEWMAN D.G., MACFADDEN I., 1990 - Seasonal fluctuations of numbers, breeding and food of Kiore (*Rattus exulans*) on Lady Alice Island (Hen and Chickens Group), with a consideration of kiore : tuatara (*Sphenodon punctatus*) relationships in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 17: 55-63.

PALMER M., PONS G.X., 1996 - Diversity in western Mediterranean islets: effects of rat presence on a beetle guild. *Acta Œcologica*, 17(4): 297-305.

PALMER M., PONS G.X., 2001 - Predicting rat presence on small islands. *Ecography*, 24(2): 121-126.

PARNABY H.E., 2002 - A new species of long-eared bat (*Nyctophilus*: Vespertilionidae) from New Caledonia. *Australian Mammalogy*, 23: 115-124.

PASCAL M., 1994 – « Je suis le chat qui s'en va tout seul et tous lieux se valent pour moi ». *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 23 : 68-70.

PASCAL M., BEAUCOURNU J.C., LORVELEC O., 2004b - An enigma : the lack of Siphonaptera on wild rats and mice on densely populated tropical islands *Acta Parasitologica*, 49(2) : 168-172.

PASCAL M., BRITHMER R., LORVELEC O., VÉNUMIÈRE N., 2004a - Conséquences sur l'avifaune nicheuse de la réserve naturelle des Îlets de Sainte-Anne (Martinique) de la récente invasion du Rat noir (*Rattus rattus*), établies à l'issue d'une tentative d'éradication. *Revue d'écologie*, 59(1-2) : 309-318.

PASCAL M., LORVELEC O., 2005 - Holocene turnover of the French vertebrate fauna. *Biological Invasions*, 7(1): 99-106.

PASCAL M., LORVELEC O., BOREL G., ROSINE A., 2004c - Structures spécifiques des peuplements de rongeurs d'agro-écosystèmes et d'écosystèmes « naturels » de la Guadeloupe et de la Martinique. *Revue d'écologie*, 59(1-2) : 283-292.

PASCAL M., LORVELEC O., VIGNE J.D., 2006 - *Invasions Biologiques et Extinctions : 11 000 ans d'histoire des Vertébrés en France*. Belin, Paris : sous presse.

PASCAL M., LORVELEC O., VIGNE J.D., KEITH P., CLERGEAU P. (coord.), 2003 - *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et extinctions*. INRA, CNRS, MNHN. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, France : 36 p.

PASCAL M., SIORAT F., BERNARD F., 1998 - Interactions between norway rats and shrews in Brittany Islands. *Aliens*, 8 : 7.

PASCAL M., SIORAT F., LORVELEC O., YÉSOU P., SIMBERLOFF D., 2005 - A pleasing consequence of Norway rat eradication: two shrew species recover. *Diversity and Distribution*, 11(3): 193-198.

PERROCHEAU A., PEROLAT P., 1997 - Epidemiology of leptospirosis in New Caledonia (South Pacific): a one-year survey. *European Journal of Epidemiology*, 13(2): 161-167.

PISANU B., 1999 - *Diversité, variabilité morphologique et rôle des Helminthes chez des Mammifères introduits en milieu insulaire*. Thèse de l'Université Rennes I. – Biologie, 89 p.

RANCUREL P., 1973 - *Compte rendu de mission aux îles Chesterfield du 21 au 28 juin 1973*. Nouméa, Rapport de mission, Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer, 8 p.

RENAULT C., 1996 - *Les chats errants dans la ville de Nantes*. Thèse de Docteur Vétérinaire, École Nationale Vétérinaire de Nantes.

RHYMER J.M., WILLIAMS M.J., BRAUN M.J., 1994 - Mitochondrial analysis of gene flow between New Zealand Mallards (*Anas platyrhynchos*) and Grey Duck (*Anas superciliosa*). *The Auk*, 111(4): 970-978.

RHYMER J.M., WILLIAMS M.J., KINGSFORD R., 2004 - Implications of phylogeography and population genetics for subspecies taxonomy of Grey (Pacific Duck) *Anas superciliosa* and its conservation in New Zealand. *Pacific Conservation biology*, 10: 57-66.

RICHER DE FORGES B., CHEVILLON C., LABOUTE P., BARGIBANT G., MENOU J.-L., TIRARD P., 1988 - *La campagne CORAIL2 sur le plateau des îles Chesterfield Chesterfield (N.O. « Coriolis » et N.O. « Alis », 18 juillet au 6 août 1988)*. Orstom, Nouméa (NCL), No 50, 70 p. multigr. (Sciences de la Mer.Biologie Marine.Rapports Scientifiques et Techniques (NCL))

RISBEY D.A., CALVER M.C., SHORT J., BRADLEY J.S., WRIGHT I.W., 2000 - The impact of cats and foxes on the small vertebrate fauna of Heirisson prong, Western Australia : II. A field experiment. *Wildlife Research*, 27: 223-235.

ROBERTS C., AKEN R., TAISMAN A., CHEVATHON J., 1999 – « Feral pigs - Indigenous perspectives ». *In* Johnson C.N. (ed): *Proceedings of a feral pig workshop.* Cairns, Australia, James Cook University,Cooperative Research Centre for Tropical Rainforest Ecology and Management: 14-16.

ROBINET O., CRAIG J.L., CHARDONNET L., 1998 - Impact of rat species in Ouvea and Lifou (Loyalty Islands) and their consequences for conserving the endangered Ouvea Parakeet. *Biological Conservation*, 86: 223-232.

ROBINET O., SALAS M., 1996 - Absence of Ship Rat, *Rattus rattus*, and Norway Rat, *Rattus norvegicus*, on Ouvea (Loyalty Islands, New Caledonia). Consequences for conservation. *Pacific Conservation Biology*, **2** : 390-397.

ROBINET O., SIRGOUANT S., BRETAGNOLLE V., 1997 - Marine Birds of d'Entrecasteaux Reefs (New Caledonia, Southwestern Pacific) : Diversity, Abundance, Trends and Threats. *Colonial Waterbirds*, 20(2): 282-290.

ROUYS S., THEUERKAUF J., 2003 - Factors determining the distribution of introduced mammals in nature reserves of the southern province, New Caledonia. *Wildlife Research*, 30(2): 187-191.

SADLIER R.A., BAUER A.M., WHITAKER A.H., SMITH S.A., 2004a. - Two new species of Scincid Lizards (Squamata) from the Massif de Kopéto, northwestern New Caledonia. *Proceeding of the California Academy of Sciences*, 55(11) : 208-221.

SADLIER R.A., SMITH S.A., BAUER A.M., WHITAKER A.H., 2004b. - A New Genus and Species of Live-Bearing Scincid Lizard (Reptilia: Scincidae) from New Caledonia. *Journal of Herpetology*, 38: 320-330.

SAUTTER G. (coord.) 1981 - *Atlas de la Nouvelle-Calédonie et dépendances*. Orstom, Paris, 53 pl.

SHERLEY G. (ed.), 2000 - *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme, 190 p.

SHINE C., WILLIAMS N., GÜNDLING L., 2000 - *Guide pour l'élaboration d'un cadre juridique et institutionnel relatif aux espèces exotiques et envahissantes*. Gland, Cambridge & Bonn : I-XVI +1-164.

SIRGOUANT S., VOLLEAU H., GAVARONNE J.P., LABOUTE P., ETAIX-BONNIN R., JACQUIER A., 1989 - *Rapport Mission d'observation. Îles Surprise & Huon*. Association Sauvegarde Nature Calédonienne, 20 p.

SPAGGIARI J., DE GARINE-WICHATITSKY M., 2006 - Home range and habitat use of introduced rusa deer *(Cervus timorensis russa)* in a mosaic of savannah and native sclerophyll forest of New Caledonia. *New Zealand Journal of Zoology*, 33: 175–183

STEADMAN D.W., 1995 - Prehistoric extinctions of Pacific Island birds: biodiversity meets zooarcheology. *Science*, 267: 1123-1131.

STEADMAN D.W., PREGILL G.K., BURLEY D.V., 2002 - Rapid prehistoric extinction of birds and iguanas in Polynesia. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 99(6): 3673-3677.

STEADMAN D.W., WHITE J.P., ALLEN J., 1999 - Prehistoric birds from New Ireland, Papua New Guinea: Extinctions on a large Melanesian island. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 96(5): 2563-2568.

STROBEL M., DE LA VAREILLE B., CHEVALLIER J., COCQUARD J.L., ARNAUD J.P., LACAVE J., DAIJARDIN J.B., GABRIEL J.M., 1992 - La leptospirose en Guadeloupe. Aspects cliniques, biologiques et épidémiologiques. *Médecine et maladies infectieuses*, 22: 648-651.

SUPRIN B., 1989 - *Rapport de mission aux Chesterfield (11 XII 88 (sic) au 22 XII 1989)*. Territoire de la Nouvelle-Calédonie, Direction du développement et de l'économie rurale, n° 3390-72/ENV : 1-15.

THÉRON A., POINTIER J.P., 1995 - Ecology, dynamics, genetics and divergence of trematode populations in heterogeneous environments: the model of *Schistosoma mansoni* in the insular focus of Guadeloupe. *Research and Reviews in Parasitology*, 55: 49-64.

THIBAULT J.C., 1995 - Effect of predation by the Black rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Marine ornithology*, 23: 1-10.

TOWNS D.R., BROOME K.G., 2003 - From small Maria to massive Campbell: forty years of rat eradications from New Zealand islands. *New Zealand Journal of Zoology*, 30: 377-398.

TOWNS D.R., DAUGHERTY C.H., CREE A., 2001 - Raising the prospects for a forgotten fauna: a review of 10 years of conservation effort for New Zealand reptiles. *Biological Conservation*, 99: 3-16.

TOWNS D.R., FERREIRA S.M., 2001 - Conservation of New Zealand lizards (Lacertilia: Scincidae) by translocation of small populations. *Biological Conservation*, 98 : 211-222.

TOWNS D.R., PARRISH G.R., WESTBROOKE I., 2003 - Inferring Vulnerability to Introduced Predators without Experimental Demonstration: Case Study of Suter's Skink in New Zealand. *Conservation Biology*, 17(5): 1361-1371.

TYLER M.J., 1979 - The introduction and current distribution in the New Hebrides of the Australian hylid frog Litoria aurea. *Copeia*, 1979(2) : 355-356.

VEYSSET A., 1992 - *Dossier Trachemys ou Pseudemys scripta elegans, éléments pour la limitation des importations en France*. Rapport de la Société Herpétologique de France, Groupe Cistude, 80 p.

VIGNE J.D., VALLADAS H., 1996 - Small mammal fossil assemblages as indicators of environmental change in northern Corsica during the last 2500 years. *Journal of Archaeological Science*, 23: 199-215.

VITOUSEK P.M., MOONEY H.A., LUBCHENCO J., MELILLO J.M., 1997 - Human domination of Earth's ecosystems. *Science,* 277: 494-499.

WHITAKER A.H., SADLIER R.A., BAUER A.M., WHITAKER V.A., 2004 - *Biodiversité et situation de conservation dans les habitats menacés et restreints du nord-ouest de la Nouvelle-Calédonie (rapport non publié). Whitaker Consultants Limited pour la Direction du Développement Économique et de l'Environnement, Province Nord.* Koné, Nouvelle-Calédonie, 114 p.

WHITE J.P., CLARK G., BEDFORD S., 2000 - Distribution, Present and Past, of *Rattus praetor* in the Pacific and Its Implications. *Pacific Science*, 54(2) : 105-117.

WILSON D.E., REEDER D.A.M. (eds.), 1993 - *Mammals species of the world: a taxonomic and geographic référence*. Washington, USA, London, UK, Smithsonian Institution Press, 1207 p.

WILSON E.O., 1993 - *La diversité de la Vie*. Paris, Odile Jacob, 496 p.

© IRD, 2006

Annexe 1

Liste des vertébrés disparus au cours des quatre derniers millénaires ou présents actuellement en Nouvelle-Calédonie.

E : endémique (vert) ; A : autochtone (noir) ; I : allochtone (rouge) ;
en violet : espèce autochtone d'une entité insulaire de Nouvelle-Calédonie et introduite dans une autre entité insulaire du territoire.

Ordre	Famille	Espèce	Auteur	Nom vernaculaire	Statut
Poissons présents					
CYPRINIFORMES	***CYPRINIDAE***	*Carassius gibelio*	(Bloch, 1782)	Carassin doré	**I**
CYPRINIFORMES	*CYPRINIDAE*	*Cyprinus carpio*	Linné, 1758	Carpe commune	**I**
OSMERIFORMES	***GALAXIIDAE***	*Galaxias neocaledonicus*	Weber & de Beaufort, 1913	Galaxias	**E**
CYPRINODONTIFORMES	***POECILIIDAE***	*Poecilia reticulata*	Peters, 1859	Guppy	**I**
CYPRINODONTIFORMES	*POECILIIDAE*	*Xiphophorus hellerii*	Heckel, 1848	Porte épée	**I**
GASTEROSTEIFORMES	***SYNGNATHIDAE***	*Microphis brachyurus*	(Bleeker, 1853)	Syngnathe à queue courte	**A**
GASTEROSTEIFORMES	*SYNGNATHIDAE*	*Microphis cruentus*	Dawson & Fourmanoir, 1981	Syngnathe d'eau douce	**E**
GASTEROSTEIFORMES	*SYNGNATHIDAE*	*Microphis leiaspis*	(Bleeker, 1853)	Syngnathe	**A**
GASTEROSTEIFORMES	*SYNGNATHIDAE*	*Microphis retzii*	(Bleeker, 1856)	Syngnathe	**A**
PERCIFORMES	***AMBASSIDAE***	*Ambassis interrupta*	Bleeker, 1852	Ambache brisé	**A**
PERCIFORMES	*AMBASSIDAE*	*Ambassis miops*	Günther, 1872	Ambache	**A**
PERCIFORMES	***CENTRARCHIDAE***	*Micropterus salmoides*	(Lacepède, 1802)	Achigan à grande bouche	**I**
PERCIFORMES	***CICHLIDAE***	*Oreochromis mossambicus*	(Peters, 1852)	Tilapia du Mozambique	**I**
PERCIFORMES	*CICHLIDAE*	*Sarotherodon occidentalis*	(Daget, 1962)	Tilapia	**I**
PERCIFORMES	***ELEOTRIDAE***	*Bunaka gyrinoides*	(Bleeker, 1853)	Lochon tétard	**A**
PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Butis amboinensis*	(Bleeker, 1853)	Lochon	**A**
PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Eleotris acanthopoma*	Bleeker, 1853	Eléotris épineux	**A**
PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Eleotris fusca*	(Schneider & Foster, 1801)	Eléotris brun	**A**
PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Eleotris melanosoma*	Bleeker, 1852	Eléotris noir	**A**
PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Hypseleotris guentheri*	(Bleeker, 1875)	Lochon	**A**
PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Ophieleotris* sp.	-		**E**
PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Ophieleotris aporos*	(Bleeker, 1854)	Eléotris serpent	**A**

 © IRD, 2006

PERCIFORMES	*ELEOTRIDAE*	*Ophiocara porocephala*	(Valenciennes, 1837)	Eléotris à tête poreuse	**A**
PERCIFORMES	***GOBIIDAE***	*Awaous guamensis*	(Valenciennes, 1837)	Gobie de Guam	**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Awaous ocellaris*	(Broussonet, 1782)	Gobie ocellé	**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Glossogobius biocellatus*	(Valenciennes, 1837)	Gobie à deux tâches	**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Glossogobius* cf. *celebius*	(Valenciennes, 1837)		**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Lentipes kaaea*	Watson, Keith & Marquet, 2002	Nez rouge calédonien	**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Mugilogobius mertoni*	(Weber, 1911)		**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Mugilogobius notospilus*	(Günther, 1877)		**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Redigobius bikolanus*	(Herre, 1927)		**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Schismatogobius fuligimentus*	Chen, Séret, Pöllabauer & Shao, 2001		**E**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Sicyopterus lagocephalus*	(Pallas, 1770)	Sicyoptère à bec de lièvre	**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Sicyopterus sarasini*	Weber & de Beaufort, 1915	Sicyoptère de Sarasin	**E**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Sicyopus chloe*	Watson, Keith & Marquet, 2001	Sicyopus de Chloé	**E**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Sicyopus zosterophorum*	(Bleeker, 1857)		**A**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Stenogobius yateiensis*	Keith, Watson & Marquet, 2002	Gobie de Yaté	**E**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Stiphodon* sp.		Stiphodon saphir	**E**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Stiphodon atratus*	Watson, 1996	Stiphodon noir	**E**
PERCIFORMES	*GOBIIDAE*	*Stiphodon rutilaureus*	Watson, 1996	Stiphodon rouge doré	**A**
PERCIFORMES	***KUHLIIDAE***	*Kuhlia marginata*	(Cuvier, 1829)	Doule à queue rouge	**A**
PERCIFORMES	*KUHLIIDAE*	*Kuhlia munda*	(De Vis, 1884)	Doule à queue jaune	**A**
PERCIFORMES	*KUHLIIDAE*	*Kuhlia rupestris*	(Lacepède, 1802)	Doule à queue noire	**A**
PERCIFORMES	***MICRODESMIDAE***	*Parioglossus neocaledonicus*	Dingerkus & Séret, 1992		**E**
PERCIFORMES	***OSPHRONEMIDAE***	*Trichogaster pectoralis*	(Regan, 1910)	Gourami perlé	**I**
PERCIFORMES	***RHYACICHTHYIDAE***	*Protogobius attiti*	Watson & Pöllabauer, 1998		**E**
PERCIFORMES	*RHYACICHTHYIDAE*	*Rhyacichthys guilberti*	Dingerkus & Séret, 1992	Noreil	**E**
PERCIFORMES	***SCATOPHAGIDAE***	*Scatophagus argus*	(Linné, 1766)	Scatophage argenté	**A**
Amphibien présent					
ANURA	***HYLIDAE***	*Litoria aurea*	(Lesson, 1829)	Rainette verte et dorée	**I**
Reptiles disparus					
CHELONII	***MEIOLANIIDAE***	*Meiolania mackayi*	Anderson, 1925		**E**
CHELONII	*MEIOLANIIDAE*	*Meiolania* sp.			**E**
CROCODYLIA	***MEKOSUCHIDAE***	*Mekosuchus inexpectatus*	Balouet & Buffetaut, 1987		**E**
SQUAMATA	***VARANIDAE***	*Varanus* sp.		Varan	**E**

 © IRD, 2006

Reptiles présents

CHELONII	***EMYDIDAE***	*Trachemys scripta*	(Schoepff, 1792)	Tortue de Floride (Trachémyde écrite)	**I**
CHELONII	***CHELONIIDAE***	*Chelonia mydas*	(Linné, 1758)	Tortue franche	**A**
CHELONII	*CHELONIIDAE*	*Eretmochelys imbricata*	(Linné, 1766)	Tortue imbriquée, Caret	**A**
SQUAMATA	***TYPHLOPIDAE***	*Ramphotyphlops braminus*	(Daudin, 1803)	Serpent-aveugle commun	**I**
SQUAMATA	*TYPHLOPIDAE*	*Ramphotyphlops willeyi*	(Boulenger, 1900)	Serpent-aveugle des îles Loyauté	**E**
SQUAMATA	***BOIDAE***	*Candoia bibroni*	(Duméril & Bibron, 1844)	Boa de Bibron	**A**
SQUAMATA	***ELAPIDAE***	*Laticauda* cf. *colubrina*	(Schneider, 1799)	Tricot-rayé jaune	**E**
SQUAMATA	*ELAPIDAE*	*Laticauda frontalis*	(de Vis, 1905)		**A**
SQUAMATA	*ELAPIDAE*	*Laticauda laticaudata*	(Linné, 1758)	Tricot-rayé bleu	**A**
SQUAMATA	***DIPLODACTYLIDAE***	*Bavayia crassicollis*	Roux, 1913	Bavayia des rivages	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia cyclura*	(Günther, 1872)	Bavayia des forêts	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia exsuccida*	Bauer, Whitaker & Sadlier, 1998	Bavayia des forêts sclérophylles	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia geitaina*	Wright, Bauer & Sadlier, 2000	Bavayia gracile	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia madjo*	Bauer, Jones & Sadlier, 2000	Bavayia d'altitude	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia montana*	Roux, 1913	Bavayia des montagnes	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia ornata*	Roux, 1913	Bavayia orné	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia pulchella*	Bauer, Whitaker & Sadlier, 1998	Bavayia élégant	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia robusta*	Wright, Bauer & Sadlier, 2000	Bavayia robuste des forêts	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia sauvagii*	(Boulenger, 1883)	Bavayia de Sauvage	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia septuiclavis*	Sadlier, 1989 "1988"	Bavayia à bande pâle	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Bavayia validiclavis*	Sadlier, 1989 "1988"	Bavayia à bande épaisse	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Eurydactylodes agricolae*	Henkel & Böhme, 2001		**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Eurydactylodes symmetricus*	(Andersson, 1908)	Gecko-caméléon à grandes écailles	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Eurydactylodes vieillardi*	(Bavay, 1869)	Gecko-caméléon de Vieillard	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Rhacodactylus auriculatus*	(Bavay, 1869)	Gecko géant cornu	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Rhacodactylus chahoua*	(Bavay, 1869)	Gecko géant à nez court	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Rhacodactylus ciliatus*	(Guichenot, 1866)	Gecko géant crêté	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Rhacodactylus leachianus*	(Cuvier, 1829)	Gecko géant de Leach	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Rhacodactylus sarasinorum*	Roux, 1913	Gecko géant de Sarasin	**E**
SQUAMATA	*DIPLODACTYLIDAE*	*Rhacodactylus trachyrhynchus*	Bocage, 1873	Gecko géant à nez rugueux	**E**
SQUAMATA	***GEKKONIDAE***	*Gehyra vorax*	Girard, 1858 "1857"	Gecko vorace	**A**
SQUAMATA	*GEKKONIDAE*	*Hemidactylus frenatus*	Schlegel *in* Duméril & Bibron, 1836	Hémidactyle de maison, Margouillat	**I**

© IRD, 2006

SQUAMATA	*GEKKONIDAE*	*Hemidactylus garnotii*	Duméril & Bibron, 1836	Hémidactyle de Garnot	**A**
SQUAMATA	*GEKKONIDAE*	*Hemiphyllodactylus typus*	Bleeker, 1860	Gecko arboricole grêle	**A**
SQUAMATA	*GEKKONIDAE*	*Lepidodactylus lugubris*	(Duméril & Bibron, 1836)	Gecko veuf, Gecko lugubre	**I**
SQUAMATA	*GEKKONIDAE*	*Nactus pelagicus*	(Girard, 1858 "1857")	Gecko terrestre du Pacifique	**A**
SQUAMATA	***SCINCIDAE***	*Caledoniscincus aquilonius*	Sadlier, Bauer & Colgan, 1999	Scinque de litière du Nord	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus atropunctatus*	(Roux, 1913)	Scinque de litière tacheté	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus auratus*	Sadlier, Bauer & Colgan, 1999	Scinque de litière de Koumac	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus austrocaledonicus*	(Bavay, 1869)	Scinque de litière commun	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus chazeaui*	Sadlier, Bauer & Colgan, 1999	Scinque de litière de Chazeau	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus cryptos*	Sadlier, Bauer & Colgan, 1999	Scinque de litière cryptique	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus festivus*	(Roux, 1913)	Scinque de litière géant	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus haplorhinus*	(Günther, 1872)	Scinque de litière des rivages	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus orestes*	Sadlier, 1986	Scinque de litière du mont Panié	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus renevieri*	Sadlier, Bauer & Colgan, 1999	Scinque de litière de Renevier	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Caledoniscincus terma*	Sadlier, Bauer & Colgan, 1999	Scinque de litière de Mandjélia	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Cryptoblepharus novocaledonicus*	Mertens, 1928	Scinque des côtes de N.-Calédonie	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Emoia cyanura*	(Lesson, 1830)	Émoia à queue verte du Pacifique	**A**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Emoia loyaltiensis*	(Roux, 1913)	Émoia des îles Loyauté	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Geoscincus haraldmeieri*	(Böhme, 1976)	Scinque de Meier	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Graciliscincus shonae*	Sadlier, 1986	Scinque fouisseur gracile	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Kanakysaurus viviparus*	Sadlier, Whitaker, Bauer & Smith, 2004		**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lacertoides pardalis*	Sadlier, Shea & Bauer, 1997	Scinque-léopard de N.-Calédonie	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lioscincus greeri*	(Böhme, 1979)	Scinque arboricole de Greer	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lioscincus maruia*	Sadlier, Whitaker & Bauer, 1998	Scinque du maquis Maruia	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lioscincus nigrofasciolatum*	(Peters, 1869)	Scinque arboricole à ventre vert	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lioscincus novaecaledoniae*	(Parker, 1926)	Scinque à bouche bleue	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lioscincus steindachnerii*	Bocage, 1873	Scinque des forêts à lèvres blanches	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lioscincus tillieri*	(Ineich & Sadlier, 1991)	Scinque du maquis de Tillier	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Lioscincus vivae*	Sadlier, Bauer, Whitaker & Smith, 2004		**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	"*Lygosoma*" *euryotis*	Werner, 1909	Scinque aux hanches pâles	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Marmorosphax montana*	Sadlier & Bauer, 2000	Scinque des montagnes à gorge marbrée	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Marmorosphax tricolor*	(Bavay, 1869)	Scinque à gorge marbrée	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus exos*	Sadlier, Bauer & Whitaker *in* Bauer & Sadlier, 2000	Scinque nain du Nord	**E**

 © IRD, 2006

SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus gracilis*	(Bavay, 1869)	Scinque nain gracile	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus greeri*	Sadlier, 1986	Scinque nain de Greer	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus hanchisteus*	Sadlier, Bauer & Whitaker *in* Bauer & Sadlier, 2000	Scinque nain de Pindaï	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus humectus*	Sadlier, Bauer & Whitaker *in* Bauer & Sadlier, 2000	Scinque nain de la forêt Plate	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus manautei*	Sadlier, Bauer, Whitaker & Smith, 2004		**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus mariei*	(Bavay, 1869)	Scinque nain sans oreilles	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus rankini*	Sadlier, 1986	Scinque nain de Rankin	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus slevini*	(Loveridge, 1941)	Scinque nain de Slevin	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Nannoscincus* sp.	Description en cours d'après Sadlier *et al.* (2004)		**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Phoboscincus bocourti*	(Brocchi, 1876)	Scinque géant de Bocourt	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Phoboscincus garnieri*	(Bavay, 1869)	Scinque géant de Garnier	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Sigaloseps deplanchei*	(Bavay, 1869)	Scinque brillant de Deplanche	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Sigaloseps ruficauda*	Sadlier & Bauer, 1999	Scinque brillant à queue rouge	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Simiscincus aurantiacus*	Sadlier & Bauer, 1997	Scinque fouisseur à ventre orange	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Tropidoscincus aubrianus*	Bocage, 1873	Scinque à queue en fouet d'Aubry	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Tropidoscincus boreus*	Sadlier & Bauer, 2000	Scinque à queue en fouet du Nord	**E**
SQUAMATA	*SCINCIDAE*	*Tropidoscincus variabilis*	(Bavay, 1869)	Scinque à queue en fouet du Sud	**E**
Oiseaux disparus					
CRACIFORMES	***MEGAPODIIDAE***	*Megapodius molistructor*	Balouet & Olson, 1989		**E**
CRACIFORMES	***SYLVIORNITHIDAE***	*Sylviornis neocaledoniae*	Poplin, 1980		**E**
CRACIFORMES	*SYLVIORNITHIDAE*	*Sylviornis* sp.			**E**
PSITTACIFORMES	***PSITTACIDAE***	*Charmosyna diadema*	(J. Verreaux & des Murs, 1860)	Lori à diadème	**E**
STRIGIFORMES	***TYTONIDAE***	*Tyto letocarti ?*	Balouet & Olson, 1989		**E**
STRIGIFORMES	***CAPRIMULGIDAE***	*Eurostopodus mystacalis*	(Temminck, 1826)	Engoulvent moustac	**A**
COLUMBIFORMES	***COLOMBIDAE***	*Caloenas canacorum*	Balouet & Olson, 1989		**E**
COLUMBIFORMES	*COLOMBIDAE*	*Gallicolumba longitarsus*	Balouet & Olson, 1989		**E**
GRUIFORMES	***RHYNOCHETIDAE***	*Rhynochetos orarius*	Balouet & Olson, 1989		**E**
GRUIFORMES	***RALLIDAE***	*Gallirallus lafresnayanus*	J. Verreaux & des Murs, 1860	Râle de Lafresnay	**E**
GRUIFORMES	*RALLIDAE*	*Porphyrio kukwiedei*	Balouet & Olson, 1989		**E**
CICONIIFORMES	***ACCIPITRIDAE***	*Accipiter efficax*	Balouet & Olson, 1989		**E**
CICONIIFORMES	*ACCIPITRIDAE*	*Accipiter quartus*	Balouet & Olson, 1989		**E**
PASSERIFORMES	***MUSCICAPIDAE***	*Turdus poliocephalus*	Latham, 1802	Merle des îles	**A**

© IRD, 2006

Oiseaux présents

GALLIFORMES	***PHASIANIDAE***	*Gallus gallus*	(Linné, 1758)	Coq de Bankhiva	**I**
GALLIFORMES	*PHASIANIDAE*	*Meleagris gallopavo*	Linné, 1758	Dindon commun	**I**
GALLIFORMES	*PHASIANIDAE*	*Pavo cristatus*	Linné, 1758	Paon bleu	**I**
GALLIFORMES	*PHASIANIDAE*	*Phasianus colchicus*	Linné, 1758	Faisan de Colchide	**I**
ANSERIFORMES	***ANATIDAE***	*Anas aucklandica*	(G.R. Gray, 1844)	Sarcelle de Nouvelle-Zélande	**I**
ANSERIFORMES	*ANATIDAE*	*Anas gracilis*	Buller, 1869	Sarcelle australasienne	**A**
ANSERIFORMES	*ANATIDAE*	*Anas platyrhynchos*	Linné, 1758	Canard colvert	**I**
ANSERIFORMES	*ANATIDAE*	*Anas superciliosa*	J.F. Gmelin, 1789	Canard à sourcils	**A**
TURNICIFORMES	***TURNICIDAE***	*Turnix varius*	(Latham, 1802)	Turnix bariolé	**A**
CORACIIFORMES	***ALCEDINIDAE***	*Todiramphus sanctus*	(Vigors & Horsfield, 1827)	Martin-chasseur sacré	**A**
CUCULIFORMES	***CUCULIDAE***	*Cacomantis flabelliformis*	(Latham, 1802)	Coucou à éventail	**A**
CUCULIFORMES	*CUCULIDAE*	*Chrysococcyx lucidus*	(J.F. Gmelin, 1788)	Coucou éclatant	**A**
PSITTACIFORMES	***PSITTACIDAE***	*Cyanoramphus saisseti*	(J. Verreaux & des Murs, 1860)	Perruche à front rouge	**E**
PSITTACIFORMES	*PSITTACIDAE*	*Eunymphicus cornutus*	(J.F. Gmelin, 1788)	Perruche cornue	**E**
PSITTACIFORMES	*PSITTACIDAE*	*Trichoglossus haematodus*	(Linné, 1771)	Loriquet à tête bleue	**A**
APODIFORMES	***APODIDAE***	*Aerodramus spodiopygius*	(Peale, 1848)	Salangane à croupion blanc	**A**
APODIFORMES	*APODIDAE*	*Collocalia esculenta*	(Linné, 1758)	Salangane soyeuse	**A**
STRIGIFORMES	***TYTONIDAE***	*Tyto alba*	(Scopoli, 1769)	Effraie des clochers	**A**
STRIGIFORMES	*TYTONIDAE*	*Tyto capensis*	(A. Smith, 1834)	Effraie de prairie	**A**
STRIGIFORMES	***AEGOTHELIDAE***	*Aegotheles savesi*	E.L. Layard & E.L.C. Layard, 1881	Egothèle calédonien	**E**
COLUMBIFORMES	***COLUMBIDAE***	*Chalcophaps indica*	(Linné, 1758)	Colombine turvert	**A**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Columba livia*	J.F. Gmelin, 1789	Pigeon marron (Pigeon bizet)	**I**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Columba vitiensis*	Quoy & Gaimard, 1830	Pigeon à gorge blanche	**A**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Drepanoptila holosericea*	(Temminck, 1809)	Ptilope vlouvlou	**E**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Ducula goliath*	(G.R. Gray, 1859)	Carpophage géant (Notou)	**E**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Ducula pacifica*	(J.F. Gmelin, 1789)	Carpophage pacifique (Notou des îles)	**A**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Geopelia striata*	(Linné, 1766)	Géopélie zébrée	**I**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Ptilinopus greyii*	Bonaparte, 1857	Ptilope de Grey	**A**
COLUMBIFORMES	*COLUMBIDAE*	*Streptopelia chinensis*	(Scopoli, 1786)	Tourterelle tigrine	**I**
GRUIFORMES	***RHYNOCHETIDAE***	*Rhynochetos jubatus*	J. Verreaux & des Murs, 1860	Cagou	**E**
GRUIFORMES	***RALLIDAE***	*Gallinula tenebrosa*	Gould 1846	Gallinule sombre	**I**
GRUIFORMES	*RALLIDAE*	*Gallirallus philippensis*	(Linné, 1766)	Râle tiklin	**A**

© IRD, 2006

GRUIFORMES	*RALLIDAE*	*Porphyrio porphyrio*	(Linné, 1758)	Talève sultane	**A**
GRUIFORMES	*RALLIDAE*	*Porzana nigra*	(J.F. Miller, 1784)	Marouette fuligineuse	**A**
CICONIIFORMES	***BURHINIDAE***	*Esacus magnirostris*	(Vieillot, 1818)	Oedicnème des récifs	**A**
CICONIIFORMES	***CHARADRIIDAE***	*Vanellus miles*	(Boddaert, 1783)	Vanneau soldat	**I**
CICONIIFORMES	***LARIDAE***	*Anous minutus*	Boie, 1844	Noddi noir	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Anous stolidus*	(Linné, 1758)	Noddi brun	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Gygis alba*	(Sparrman, 1786)	Gygis blanche	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Larus novaehollandiae*	Stephens, 1826	Mouette argentée	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Procelsterna cerulea*	(F.D. Bennett, 1840)	Noddi gris	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Sterna anaethetus*	Scopoli, 1786	Sterne bridée	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Sterna bergii*	Lichtenstein, 1823	Sterne huppée	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Sterna dougallii*	Montagu, 1813	Sterne de Dougall	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Sterna fuscata*	Linné, 1766	Sterne fuligineuse	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Sterna nereis*	(Gould, 1843)	Sterne néréis	**A**
CICONIIFORMES	*LARIDAE*	*Sterna sumatrana*	Raffles, 1822	Sterne diamant	**A**
CICONIIFORMES	***ACCIPITRIDAE***	*Accipiter fasciatus*	(Vigors & Horsfield, 1827)	Autour australien	**A**
CICONIIFORMES	*ACCIPITRIDAE*	*Accipiter haplochrous*	P.L. Sclater, 1859	Autour à ventre blanc	**E**
CICONIIFORMES	*ACCIPITRIDAE*	*Circus approximans*	Peale, 1848	Buzard de Gould	**A**
CICONIIFORMES	*ACCIPITRIDAE*	*Haliastur sphenurus*	(Vieillot, 1818)	Milan siffleur	**A**
CICONIIFORMES	*ACCIPITRIDAE*	*Pandion haliaetus*	(Linné, 1758)	Balbuzard pêcheur	**A**
CICONIIFORMES	***FALCONIDAE***	*Falco peregrinus*	Tunstall, 1771	Faucon pèlerin	**A**
CICONIIFORMES	***PODICIPEDIDAE***	*Tachybaptus novaehollandiae*	(Stephens, 1826)	Grèbe australasien	**A**
CICONIIFORMES	***PHAETHONTIDAE***	*Phaethon lepturus*	Daudin, 1802	Phaëton à bec jaune	**A**
CICONIIFORMES	*PHAETHONTIDAE*	*Phaethon rubricauda*	Boddaert, 1783	Phaëton à brins rouges	**A**
CICONIIFORMES	***SULIDAE***	*Sula dactylatra*	Lesson, 1831	Fou masqué	**A**
CICONIIFORMES	*SULIDAE*	*Sula leucogaster*	(Boddaert, 1783)	Fou brun	**A**
CICONIIFORMES	*SULIDAE*	*Sula sula*	(Linné, 1766)	Fou à pieds rouges	**A**
CICONIIFORMES	***PHALACROCORACIDAE***	*Phalacrocorax carbo*	(Linné, 1758)	Grand cormoran	**I**
CICONIIFORMES	*PHALACROCORACIDAE*	*Phalacrocorax melanoleucos*	(Vieillot, 1817)	Cormoran pie	**A**
CICONIIFORMES	***ARDEIDAE***	*Botaurus poiciloptilus*	(Wagler, 1827)	Butor d'Australie	**A**
CICONIIFORMES	*ARDEIDAE*	*Butorides striata*	(Linné, 1758)	Héron strié - H. vert	**A**
CICONIIFORMES	*ARDEIDAE*	*Egretta novaehollandiae*	(Latham, 1790)	Aigrette à face blanche	**A**
CICONIIFORMES	*ARDEIDAE*	*Egretta sacra*	(J.F. Gmelin, 1789)	Aigrette sacrée - A. des récifs	**A**

© IRD, 2006

CICONIIFORMES	*ARDEIDAE*	*Ixobrychus minutus*	(Linné, 1766)	Blongios nain	**I**
CICONIIFORMES	*ARDEIDAE*	*Nycticorax caledonicus*	(J.F. Gmelin, 1789)	Bihoreau cannelle	**A**
CICONIIFORMES	***FREGATIDAE***	*Fregata ariel*	(G.R. Gray, 1845)	Frégate ariel	**A**
CICONIIFORMES	*FREGATIDAE*	*Fregata minor*	(J.F. Gmelin, 1789)	Frégate du Pacifique	**A**
CICONIIFORMES	***PROCELLARIIDAE***	*Nesofregetta fuliginosa*	(J.F. Gmelin, 1789)	Océanite à gorge blanche	**A**
CICONIIFORMES	*PROCELLARIIDAE*	*Pterodroma arminjoniana*	(Giglioli & Salvadori, 1869)	Pétrel hérault	**A**
CICONIIFORMES	*PROCELLARIIDAE*	*Pterodroma leucoptera*	(Gould, 1844)	Pétrel de Gould	**A**
CICONIIFORMES	*PROCELLARIIDAE*	*Pterodroma nigripennis*	(Rothschild, 1893)	Pétrel à ailes noires	**A**
CICONIIFORMES	*PROCELLARIIDAE*	*Pterodroma rostrata*	(Peale, 1848)	Pétrel de Tahiti	**A**
CICONIIFORMES	*PROCELLARIIDAE*	*Puffinus pacificus*	(J.F. Gmelin, 1789)	Puffin du Pacific	**A**
PASSERIFORMES	***MELIPHAGIDAE***	*Gymnomyza aubryana*	(J. Verreaux & des Murs, 1860)	Méliphage toulou	**E**
PASSERIFORMES	*MELIPHAGIDAE*	*Lichmera incana*	(Latham, 1790)	Méliphage à oreillons	**A**
PASSERIFORMES	*MELIPHAGIDAE*	*Myzomela caledonica*	W.A. Forbes, 1879	Myzomèle calédonien	**E**
PASSERIFORMES	*MELIPHAGIDAE*	*Myzomela cardinalis*	(J.F. Gmelin, 1788)	Myzomèle cardinal	**A**
PASSERIFORMES	*MELIPHAGIDAE*	*Philemon diemenensis*	(Lesson, 1831)	Polochion moine	**E**
PASSERIFORMES	*MELIPHAGIDAE*	*Phylidonyris undulatus*	(Sparrman, 1787)	Méliphage barré	**E**
PASSERIFORMES	***PARDALOTIDAE***	*Gerygone flavolateralis*	(G.R. Gray, 1859)	Gérygone mélanésienne	**A**
PASSERIFORMES	***PETROICIDAE***	*Eopsaltria flaviventris*	Sharpe, 1903	Miro à ventre jaune	**E**
PASSERIFORMES	***CORVIDAE***	*Artamus leucorhynchos*	(Linné, 1771)	Langrayen à ventre blanc	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Clytorhynchus pachycephaloides*	Elliot, 1870	Monarque brun	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Coracina analis*	(J. Verreaux & des Murs, 1860)	Echenilleur de montagne	**E**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Coracina caledonica*	(J.F. Gmelin, 1788)	Echenilleur calédonien	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Corvus moneduloides*	Lesson, 1831	Corbeau calédonien	**E**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Lalage leucopyga*	(Gould, 1838)	Echenilleur pie	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Myiagra caledonica*	Bonaparte, 1857	Monarque mélanésien	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Pachycephala caledonica*	(J.F. Gmelin, 1789)	Siffleur calédonien	**E**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Pachycephala pectoralis*	(Latham, 1802)	Siffleur doré	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Pachycephala rufiventris*	(Latham, 1802)	Siffleur ichong	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Rhipidura fuliginosa*	(Sparrman, 1787)	Rhipidure à collier	**A**
PASSERIFORMES	*CORVIDAE*	*Rhipidura spilodera*	G.R. Gray, 1870	Rhipidure tacheté	**A**
PASSERIFORMES	***STURNIDAE***	*Acridotheres tristis*	(Linné, 1766)	Martin triste	**I**
PASSERIFORMES	*STURNIDAE*	*Aplonis striata*	(J.F. Gmelin, 1788)	Stourne calédonien	**E**
PASSERIFORMES	***HIRUNDINIDAE***	*Hirundo tahitica*	J.F. Gmelin, 1789	Hirondelle du Pacifique	**A**

© IRD, 2006

PASSERIFORMES	***PYCNONOTIDAE***	*Pycnonotus cafer*	(Linné, 1766)	Bulbul à ventre rouge	**I**
PASSERIFORMES	***ZOSTEROPIDAE***	*Zosterops inornatus*	E.L. Layard, 1878	Zostérops de Lifou	**E**
PASSERIFORMES	*ZOSTEROPIDAE*	*Zosterops lateralis*	(Latham, 1802)	Zostérops à dos gris	**A**
PASSERIFORMES	*ZOSTEROPIDAE*	*Zosterops minutus*	E.L. Layard, 1878	Zostérops minute	**E**
PASSERIFORMES	*ZOSTEROPIDAE*	*Zosterops xanthochroa*	G.R. Gray, 1859	Zostérops à dos vert	**E**
PASSERIFORMES	***SYLVIIDAE***	*Megalurulus mariae*	J. Verreaux, 1869	Mégalure calédonienne	**E**
PASSERIFORMES	***PASSERIDAE***	*Erythrura psittacea*	(J.F. Gmelin, 1789)	Diamant psittaculaire	**E**
PASSERIFORMES	*PASSERIDAE*	*Erythrura trichroa*	(Kittlitz, 1835)	Diamant de Kittlitz	**A**
PASSERIFORMES	*PASSERIDAE*	*Estrilda astrild*	(Linné, 1758)	Astrild gris - Bengali à bec rouge	**I**
PASSERIFORMES	*PASSERIDAE*	*Lonchura castaneothorax*	(Gould, 1837)	Donacol - Bengali à bec bleu	**I**
PASSERIFORMES	*PASSERIDAE*	*Passer domesticus*	(Linné, 1758)	Moineau domestique	**I**

Mammifères présents

CHIROPTERA	***PTEROPODIDAE***	*Notopteris neocaledonica*	Trouessart, 1908	Notoptère de Nouvelle-Calédonie	**E**
CHIROPTERA	*PTEROPODIDAE*	*Pteropus ornatus*	Gray, 1870	Renard-volant orné	**E**
CHIROPTERA	*PTEROPODIDAE*	*Pteropus tonganus*	Quoy & Gaimard, 1830	Renard-volant du Pacifique	**A**
CHIROPTERA	*PTEROPODIDAE*	*Pteropus vetulus*	Jouan, 1863	Renard volant de Nouvelle-Calédonie	**E**
CHIROPTERA	***VESPERTILIONIDAE***	*Chalinolobus neocaledonicus*	Revilliod, 1914	Chalinolobe néo-calédonien	**E**
CHIROPTERA	*VESPERTILIONIDAE*	*Miniopterus australis*	Tomes, 1858	Minioptère australasien	**A**
CHIROPTERA	*VESPERTILIONIDAE*	*Miniopterus macrocneme*	Revilliod, 1914	Minioptère de Mélanésie	**A**
CHIROPTERA	*VESPERTILIONIDAE*	*Miniopterus robustior*	Revilliod, 1914	Minioptère des îles Loyautés	**E**
CHIROPTERA	*VESPERTILIONIDAE*	*Nyctophilus nebulosus*	Parnaby, 2002	Nyctophile néo-calédonien	**E**
CARNIVORA	***CANIDAE***	*Canis lupus*	Linné, 1758	Chien marron	**I**
CARNIVORA	***FELIDAE***	*Felis silvestris*	Schreber, 1775	Chat marron	**I**
PERISSODACTYLA	***EQUIDAE***	*Equus ferus*	Boddaert, 1785	Cheval marron	**I**
ARTIODACTYLA	***SUIDAE***	*Sus scrofa*	Linné, 1758	Porc marron	**I**
ARTIODACTYLA	***CERVIDAE***	*Cervus timorensis*	Blainville, 1822	Cerf de Java	**I**
ARTIODACTYLA	***BOVIDAE***	*Bos primigenius*	Bojanus, 1827	Bœuf marron	**I**
ARTIODACTYLA	*BOVIDAE*	*Capra aegagrus*	Erxleben, 1777	Chèvre marronne	**I**
RODENTIA	***MURIDAE***	*Mus musculus*	Linné, 1758	Souris grise	**I**
RODENTIA	*MURIDAE*	*Rattus exulans*	(Peale, 1848)	Rat du Pacifique	**I**
RODENTIA	*MURIDAE*	*Rattus norvegicus*	(Berkenhout, 1769)	Rat surmulot	**I**
RODENTIA	*MURIDAE*	*Rattus rattus*	(Linné, 1758)	Rat noir	**I**
LAGOMORPHA	*LEPORIDAE*	*Oryctolagus cuniculus*	(Linné, 1758)	Lapin de garenne	**I**

 © IRD, 2006

QUESTION 1

Les invertébrés introduits dans l'archipel néo-calédonien : espèces envahissantes et potentiellement envahissantes. Première évaluation et recommandations pour leur gestion.

Hervé JOURDAN[1], Christian MILLE[2]

[1] IRD – UMR 022 CBGP (Centre de Biologie et Gestion des Populations), Laboratoire Zoologie appliquée, BP A5 - 98848 Nouméa Cédex, Nouvelle-Calédonie – Courriel : Herve.jourdan@noumea.ird.nc
[2] Institut Agronomique calédonien (IAC), Laboratoire d'Entomologie Appliquée, Station de Recherche fruitière de Pocquereux, BP 32 - F98880 La Foa – Courriel : mille@iac.nc

« En vérité, nous vivons aujourd'hui un moment de l'histoire de la planète où le mélange de milliers de sortes d'organismes de différentes parties du monde provoque un bouleversement terrifiant de la nature. Nous observons d'immenses changements dans l'équilibre naturel des populations de la planète »

Charles S. Elton, 1958

« What escapes the eyes, however, is a much more insidious kind of extinction: the extinction of ecological interactions ».

D. Janzen, 1974

Résumé

Notre étude permet de dresser un premier inventaire des ***invertébrés*** *introduits dans l'archipel néo-calédonien. Nous avons identifié* ***518 taxons*** *(espèces ou sous-espèces) dont la colonisation en Nouvelle-Calédonie ne peut s'expliquer sans intervention humaine (transport volontaire ou accidentel). Cette liste comprend : 1 oligochète, 2 myriapodes, 3 crustacés, 17 nématodes, 31 mollusques, 43 arachnides et 421 insectes. Parmi ces espèces, 510 maintiennent des populations pérennes dans la nature (23 espèces concernent les milieux d'eau douce, 66 sont des invertébrés qui interagissent avec la santé humaine ou vétérinaire, 60 sont des auxiliaires de lutte biologique) et enfin 369 espèces concernent les milieux anthropiques et/ou naturels.*

Ce nombre apparaît faible en comparaison du nombre de plantes déplacées. Nous pensons qu'il s'agit d'une sous-estimation liée au manque d'inventaires récents dans l'archipel néo-calédonien plutôt que d'une résistance naturelle (écosystèmes ou habitats) aux invasions. En effet, tous les types de milieux naturels néo-calédoniens, incluant les forêts et maquis sur sols ultrabasiques, hébergent des invertébrés allochtones. Par contre, la majorité des espèces sont recensées sur la Grande Terre, l'information étant extrêmement lacunaire voire absente pour les autres îles habitées (îles Loyauté, île des Pins, îles Bélep et île Ouen), et absente pour les îles plus éloignées non habitées.

Globalement, il existe un défaut d'inventaire pour la plupart des groupes taxonomiques en Nouvelle-Calédonie (naturalisés ou envahissants). Cette revue des informations disponibles sur les invertébrés allochtones en Nouvelle-Calédonie reste donc très descriptive, compte tenu des nombreuses lacunes de connaissances. Il est donc difficile de hiérarchiser les espèces selon leurs impacts écologiques et socio-économiques, voire d'identifier les espèces potentiellement envahissantes, ou « espèces dormantes », présentes dans l'archipel néo-calédonien. Des inventaires dans les différentes îles habitées citées plus haut doivent être menés afin d'avoir un meilleur aperçu de la distribution géographique des espèces allochtones. Cet inventaire est le préalable nécessaire à la mise en place de toute stratégie de contrôle des mouvements intra-archipels.

Introduction : contexte et objectifs

Depuis les travaux de MacArthur et Wilson (1967), il est bien établi que les communautés naturelles sont en équilibre dynamique : leur structure n'est pas figée mais en perpétuel remaniement. Dans la nature, la survie des organismes est conditionnée par leur capacité à se maintenir sur des territoires ou à en conquérir de nouveaux. Si l'invasion apparaît donc comme un processus naturel (évènements isolés, expression des fluctuations naturelles de l'environnement), le problème actuel est lié à l'accélération du processus. Ainsi, le développement de l'activité humaine abolit en grande partie les barrières de l'isolement géographique, avec en corollaire une augmentation de la fréquence des déplacements d'espèces et donc des introductions. L'invasion biologique correspond à l'accroissement durable de l'aire de répartition d'une espèce, c'est-à-dire l'apparition de populations pérennes à l'extérieur de l'aire de dispersion réputée naturelle (sans intervention humaine). Aujourd'hui, les invasions biologiques sont considérées, au même titre que la destruction des habitats, comme une cause majeure d'érosion de la biodiversité à l'échelle de la planète (McKinney et Lockwood, 1999 ; Pimentel et *al.*, 2001).

Depuis la fin du dernier conflit mondial, la multiplication des voies de communication et l'intensification des trafics routier (et des linéaires routiers associés), ferroviaire, aérien et maritime (transport de containers, eaux de ballaste, etc.), augmentent inexorablement la fréquence des introductions accidentelles d'espèces, auxquelles viennent s'ajouter les introductions délibérées à partir de l'agriculture, de l'élevage, des loisirs, etc. Les déplacements d'espèces se font sur des distances de plus en plus grandes, mettant en contact des entités biologiques sans aucune histoire commune, sans passé co-évolutif. Ainsi, dans un territoire isolé comme celui des îles Hawaii, la fréquence d'apparition d'une invasion sans intervention anthropique est estimée à une espèce tous les 50 000 ans (Brown, 1989). A partir de la période polynésienne, cette fréquence d'introduction est estimée à une introduction tous les 10 ans, pour atteindre 20 espèces par an pour la période contemporaine (D'Antonio et Dudley, 1995).

Du point de vue des communautés vivantes, l'invasion ne se solde pas uniquement par la modification de la structure (ajout ou disparition d'espèces), mais aussi par celle de leur fonctionnement, en altérant les propriétés des écosystèmes envahis (Cushman, 1995 ; Mack et *al.,* 2000 ; Shea et Chesson, 2002). Du point de vue des sociétés humaines, les invasions biologiques sont non seulement responsables de pertes irrémédiables de la biodiversité (dommageables pour l'avenir des sociétés tant d'un point de vue écologique que patrimonial ou culturel), mais aussi de conséquences économiques directes. La propagation d'envahisseurs biologiques représente un risque sanitaire, agricole et environnemental, synonyme à terme de pertes de ressources ou de surcoûts pour les économies concernées. En outre, le changement global du climat sous l'influence des activités humaines apparaît aujourd'hui comme un facteur favorable à l'expansion des espèces introduites (Dukes et Mooney, 1999). Les invasions biologiques sont donc responsables d'un changement global de l'environnement qui est aussi significatif que ceux résultant de la pollution de l'air, des sols ou de l'eau, ce qui conduit certains auteurs à parler de bio-pollutions (Vitousek et *al.,* 1996).

En milieu insulaire, les introductions d'espèces ont des conséquences particulièrement désastreuses. Parmi les hypothèses scientifiques formulées pour tenter d'expliquer cette sensibilité particulière aux espèces allochtones, on retient souvent l'isolement des populations et un certain cloisonnement des communautés qui ont conduit les faunes et flores insulaires à évoluer en fonction de pressions de sélection différentes de celles rencontrées sur les continents. Les écosystèmes insulaires présentent souvent des espèces spécialisées, et bien souvent un certain nombre de « niches écologiques vides » (absence de groupes entiers du fait de l'isolement), qui offrent autant d'opportunités d'installation pour les espèces allochtones envahissantes, libérées de leurs prédateurs et compétiteurs naturels (Shea et Chesson, 2002 ; Wolfe, 2002 ; Colautti et Mc Isaac, 2004).

Dans ce contexte général, le développement économique actuel de la Nouvelle-Calédonie, associé à l'accroissement des échanges avec les pays voisins et entre les îles de l'archipel, conduit inexorablement à une augmentation des flux d'espèces candidates à une introduction (volontaire ou accidentelle) et, par conséquent, à un risque plus élevé d'établissement d'espèces envahissantes, ou potentiellement envahissantes. L'évaluation des introductions d'espèces est un enjeu important pour un territoire qui présente une contribution très importante à la biodiversité mondiale. Ainsi, en ce qui concerne la diversité botanique, on estime en général que l'archipel recèle 0,5 % de la richesse mondiale des plantes pour un territoire émergé qui représente à peine 0,001 % de la surface des terres émergées, soit une contribution 500 fois supérieure à ce que l'on pourrait attendre. Cet archipel présente une variété d'îles (âges différents, origines continentale ou océanique) avec une diversité de substrats géologiques (substrats coralliens, basaltes, schistes, roches acides, roches ultramafiques) ainsi qu'une diversité de situations climatiques (précipitation, température, hygrométrie, etc.). Il en résulte une grande diversité des milieux (écosystèmes et habitats) et de leurs communautés animales et botaniques associées. Compte tenu de cette exceptionnelle biodiversité et des menaces liées aux activités humaines, la Nouvelle-Calédonie fait partie des zones les plus sensibles pour la conservation de la biodiversité (Myers et *al.,* 2000). Aussi, une attention toute particulière doit être portée aux espèces introduites et envahissantes, en particulier celles qui sont reconnues comme étant des envahisseurs majeurs dans les autres archipels, îles et pays tropicaux si l'on veut préserver la biodiversité exceptionnelle de l'archipel néo-calédonien, et assurer un développement économique durable en Nouvelle-Calédonie.

Nous excluons du champ de notre expertise certaines espèces dont l'invasion provient d'une arrivée « naturelle », sans intervention directe de l'homme, comme dans le cas du papillon monarque *Danaus plexippus* qui est connu pour réaliser de grandes migrations trans-océaniques et dont la colonisation en Nouvelle-Calédonie trouverait son origine à partir d'Australie ou de Nouvelle-Zélande.

La définition retenue exclut également les espèces autochtones qui développent un caractère envahissant, avec des pullulations ponctuelles en réponse à la transformation de leurs conditions d'habitat. Un exemple spectaculaire de ces autochtones envahissantes est représenté par les pullulations annuelles de cigales dont 39 espèces parmi huit genres sont aujourd'hui décrites en Nouvelle-Calédonie. Toutes les espèces connues sont endémiques : les cigales constituent actuellement la seule famille d'insectes néo-calédoniens pour laquelle on observe 100 % d'endémisme. Quatre espèces sont concernées : *Abroma pumila, Ueana lifuana, U. fungifera, U. montaguei*. Ces pullulations sont un problème saisonnier récurrent : Risbec (1942) le signalait sur les caféiers et sur la canne à sucre. Boulard (1991) parle d'une nuisibilité

exceptionnelle de certaines cigales néo-calédoniennes en 1990, mais ces problèmes se répètent à chaque « saison des cigales » (C. Mille, observation personnelle). Il existe deux types de nuisances : les spoliations de sève sur les racines par les larves et les blessures dues aux scarifications suite aux pontes sur les parties ligneuses des arbres. Ce sont ces derniers dégâts qui constituent la source principale de nuisances, notamment pour le développement de l'arboriculture fruitière dans le Nord de la Grande Terre, et d'une manière générale sur la côte Ouest. Deux phénomènes pourraient se conjuguer : l'augmentation des surfaces fruitières au cours de la dernière décennie associée à une régression constante des habitats naturels (défrichages et feux). Ainsi, la répétition des incendies conduit à l'élimination des zones boisées nécessaires au maintien des populations sauvages de cigales. Les zones fruitières constitueraient alors des « oasis », des refuges, pour les cigales : elles pourraient y trouver des conditions favorables (ressources, support de ponte, etc.) qu'elles ne peuvent plus trouver en quantité suffisante ailleurs. Ce qui conduirait à une concentration des individus et, par conséquent, à un déséquilibre démographique (explosion ponctuelle des populations). L'analyse de ce type de déséquilibre est un phénomène hors champ de notre étude.

Notre contribution s'attache à dresser une première évaluation du problème des invertébrés introduits (allochtones) en Nouvelle-Calédonie et de leur caractère envahissant. L'objectif principal est de dresser un bilan actualisé des invertébrés introduits dans l'archipel néo-calédonien et de proposer des recommandations de gestion de ces espèces envahissantes, et potentiellement envahissantes, en tenant compte des spécificités néo-calédoniennes.

Matériel et méthode

Dans le cadre de cette contribution, nous considérons comme une espèce allochtone (introduite) en Nouvelle-Calédonie toute espèce initialement réputée absente de l'archipel, mais qui aujourd'hui maintient des populations qui se reproduisent de façon pérenne. Les espèces rencontrées ne présentant pas cette caractéristique sont donc considérées comme autochtones. Une espèce envahissante est une espèce allochtone qui se reproduit avec un grand succès dans cette nouvelle aire de dispersion, colonisant de façon agressive les espaces, et se comportant comme un agent de perturbation pour les communautés affectées. Ces définitions rejoignent celles données par les commanditaires de l'expertise collégiale : « *toute espèce exogène (allochtone, exotique, importée) dont l'introduction volontaire ou fortuite, mais surtout dont la prolifération dans des milieux naturels ou semi-naturels provoque ou est susceptible de provoquer des nuisances dans l'archipel néo-calédonien* ».

Notre étude concerne les invertébrés allochtones dans les milieux terrestres de l'archipel, y compris le compartiment dulçaquicole (les eaux douces). L'inventaire concerne aussi bien les milieux primaires (habitats naturels) que les milieux secondaires (habitats semi-naturels ou fortement anthropisés, tels que les zones de culture, d'arboriculture, les pâturages et les jardins). Nous avons également pris en compte les organismes d'intérêt médical et vétérinaire (qui interfèrent avec les hommes et les animaux domestiques). Nous avons également inclus dans notre inventaire les espèces introduites délibérément à des fins de lutte biologique. Nous rappelons que la lutte biologique est une stratégie de contrôle des invasions biologiques qui repose sur l'introduction d'espèces susceptibles de rétablir les pressions de parasitisme et de

prédation (voir la notion « *Ennemy Release Hypothesis* »chez Wolfe, 2002 ; Colautti et *al.,* 2004). À ce titre, les espèces concernées entrent dans le champ de l'expertise.

Rappelons également que la division administrative de la Nouvelle-Calédonie en trois entités provinciales est arbitraire et qu'elle n'est pas prise en compte lors de cette étude, compte tenu de l'absence de réalité biologique ou environnementale ayant conduit à cette partition géographique.

Notre travail repose sur une analyse critique des données disponibles. D'un point de vue méthodologique, contrairement aux vertébrés, nous ne disposons pas d'enregistrements fossiles pour établir des changements faunistiques au cours des divers épisodes de colonisation humaine. Il n'y a pas de données paléontologiques ou archéologiques et la contribution mélanésienne aux introductions d'invertébrés est difficile, voire impossible à établir. Pourtant, il est probable que dès cette époque il y ait eu des déplacements d'invertébrés, notamment avec l'introduction de certaines plantes datant de cette époque (telles que les hibiscus, bananiers, etc.). Les documents publiés depuis la découverte de l'archipel par les Européens couvrent une période sur 200 ans. Ainsi, la plus ancienne description d'un invertébré néo-calédonien remonte à 1804 par Fabricius, avec la description de deux espèces de fourmis récoltées par La Billiardière au cours de son passage, en mai 1794, dans la région de Balade. Aussi, pour établir le statut des espèces (allochtones ou autochtones), nous nous sommes appuyés sur les données bibliographiques et sur les données de distribution des espèces dans la ceinture tropicale. En dehors des interceptions précoces répertoriées, nous avons considéré différentes caractéristiques biologiques, écologiques, biogéographiques ou comportementales (notamment des relations que certaines espèces peuvent entretenir avec l'homme) des espèces pour pallier aux manques de données archéologiques et historiques. Rappelons également que si l'objectif est l'inventaire le plus exhaustif possible, l'état actuel de nos connaissances (environ 6 000 espèces d'invertébrés nommées en Nouvelle-Calédonie pour un total estimé à plus de 25 000 espèces ; Chazeau, 1993, 1995), et le temps disponible pour réaliser l'étude constituent tous deux une limite à notre inventaire.

Résultats

Dans le contexte de l'archipel néo-calédonien, la question des invertébrés introduits est un sujet qui est peu traité, les travaux de synthèse qui s'y rapportent concernent principalement les ravageurs agricoles (voir les catalogues de Cohic, 1956 ; Fonce, 1971 ; Brun et Chazeau, 1986). Il est alors nécessaire d'utiliser les publications de taxonomie pour retrouver l'information. La liste de documents consultés est fournie à la fin de ce document (section références bibliographiques).

Ainsi, à partir de l'examen de la bibliographie disponible et des spécimens maintenus en collection à l'IRD et à l'IAC, nous avons pu établir une liste de 518 taxons d'invertébrés que nous considérons allochtones en Nouvelle-Calédonie. Nous avons observé que la plupart des groupes d'invertébrés présentent des espèces introduites : 1 oligochète, 2 myriapodes, 3 crustacés, 17 nématodes, 31 mollusques, 43 arachnides et 421 insectes. La proportion respective de chaque groupe est le reflet de l'état d'avancement de l'acquisition des connaissances et de l'effort de recherche pour chacun des groupes considérés, sans forcément être le reflet exact de la contribution du groupe à la biodiversité locale. À titre d'exemple pour les vers de terre, huit espèces

sont potentiellement présentes en Nouvelle-Calédonie, compte tenu de leur large dispersion anthropique dans la région Pacifique [*Amynthas aeruginosus, A. minimus* (Oligocheta Clitella, *Megascolecidae*) ; *Dichogaster affinis, D. bolaui, Metaphire californica, M. houlleti* (Oligocheta Clitella, *Octochaetidae*) ; *Ocnerodrilus occidentalis* (Oligocheta Clitella, *Ocnerodrilidae*) et *Pontoscolex corethrurus* (Oligocheta Clitella, *Glossoscolicidae*)], mais aucun inventaire n'a été conduit pour faire le bilan des introductions pour ce compartiment de la faune du sol, si bien qu'une seule espèce allochtone est actuellement recensée en Nouvelle-Calédonie (*Amynthas corticis* ; voir le tableau 4).

Les invertébrés des milieux d'eau douce

En ce qui concerne les milieux d'eau douce, la littérature est beaucoup plus restreinte que pour les milieux terrestres. L'inventaire des invertébrés, notamment des insectes, apparaît lacunaire. Cependant, à partir des éléments disponibles (Polhemus et Herring, 1970 ; Starmulhner, 1970 ; Gargominy et *al.,* 1996 ; Marquet et *al.,* 2003), nous avons pu identifier 23 espèces introduites dans les cours d'eau néo-calédoniens (Tableau 1).

Parmi les espèces recensées, nous comptons trois espèces de crustacés décapodes : 2 espèces d'écrevissses (*Cherax quadricarinatus* et *Cherax tenuimanus*), et une espèce de chevrette (*Macrobrachium rosenbergii),* qui ont été introduites à des fins d'acclimatation (Marquet et *al.,* 2003). Seule l'espèce *C. quadricarinatus* est aujourd'hui établie dans la nature. On trouve également deux espèces de mollusques gastéropodes et 18 espèces d'insectes aquatiques. Le caractère envahissant n'est pas documenté pour les différentes espèces recensées, ni leur répartition sur les différents bassins versants de la Grande Terre. L'information apparaît lacunaire pour l'île des Pins et les îles Bélep, et nous ne disposons pas d'informations pour les îles Loyauté. Si aucune d'elles ne présentent de cours d'eau, les îles Lifou et Maré possèdent en revanche des surfaces dulçaquicoles non négligeables (lentilles d'eau douce affleurant parfois à l'air libre) et mériteraient à ce titre un inventaire approfondi.

Les invertébrés introduits d'intérêt médical et vétérinaire

Nous avons pu identifier 66 espèces allochtones susceptibles d'interférer avec la santé humaine et/ou animale (Tableau 2). En particulier, on recense 13 espèces d'acariens parasites de vertébrés, et 39 espèces d'insectes hématophages (5 espèces de moustiques introduites, 2 espèces de punaises hématophages et 32 espèces de poux et puces) dont certaines sont également vectrices de pathogènes. Pour l'homme, on signalera plus particulièrement la présence d'*Aedes aegypti,* vecteur de différentes formes de dengue mais également vecteur potentiel du virus chikungunya (Duhamel et *al.,* 2006). Ce moustique est présent sur la Grande Terre et sur les principales îles habitées de l'archipel (Dumbleton, 1954 ; Laird, 1954 ; Rageau, 1957). Ces mêmes auteurs ont remarqué l'absence de moustiques du genre *Anopheles* autochtones ou allochtones en Nouvelle-Calédonie, malgré la présence de plusieurs espèces au Vanuatu. On notera également la présence du nématode *Angiostrongylus cantonensis,* responsable chez l'homme de méningite à éosinophile, et propagée par l'escargot géant d'Afrique (*Achatina fullica*). On enregistre également la présence de deux scolopendres et d'un scorpion allochtones qui ont une large distribution dans le Pacifique et le Sud-Est asiatique. Ces espèces ont vraissemblablement été déplacées en même temps que des matériaux terrigènes (sans doute avec de la terre utilisée pour les ballasts des cargos). *Scolopendra subspiniceps subspiniceps* est une espèce largement distribuée

dans l'archipel qui est responsable de nombreux accidents (morsures). Malheureusement, pour la plupart de ces espèces, seule l'information de leur occurrence est disponible en Nouvelle-Calédonie, leur caractère envahissant et leur impact associé n'étant que rarement documentés, tout comme leur répartition dans l'archipel.

Les invertébrés introduits à des fins de lutte biologique

La problématique de la lutte biologique est ancienne en Nouvelle-Calédonie, la première opération d'introduction volontaire d'une espèce considérée comme auxiliaire biologique datant de 1867. Cette opération a concerné l'introduction d'un oiseau (*Acridotheres tristis*) pour pallier aux problèmes posés par les pullulations de criquet pèlerin (*Locusta migratoria*) (Gatimel, 2005). La première opération réalisée avec un invertébré est l'introduction d'une chrysomèle (*Uroplata girardi*) pour lutter contre une plante envahissante (*Lantana camara*) en 1909. Notre inventaire a permis de recenser 60 espèces allochtones que l'on peut considérer comme auxiliaires biologiques (Tableau 3). Parmi celles-ci, 47 ont été introduites délibérément au cours de 77 opérations de lâchers dans la nature (Gatimel, 2005) : 40 % sont des parasitoïdes (insectes hyménoptères), 29 % des prédateurs (acariens, insectes, mollusques), 25 % des phytophages utilisés contre des adventices (insectes) et enfin 6 % sont des détritiphages-coprophages introduits pour améliorer la dégradation et l'étalement des bouses dans les zones d'élevage (dont des bousiers, insectes coléoptères *Scarabaeidae*). Parmi ces introductions, six auxiliaires ne semblent pas avoir établi de populations pérennes dans la nature (Tableau 3) : il s'agit d'un acarien prédateur (*Phytoseiulus persimilis*), une coccinelle prédatrice (*Curinus coeruleus*), un hyménoptère parasitoïde (*Psyllaephagus yaseeni*), un lépidoptère phytophage (*Cactoblastis cactorum*), et deux gastéropodes prédateurs (*Gonaxis kibweziensis* et *Gonaxis quadrilateralis*).

Par contre, treize espèces d'auxiliaires biologiques sont présentes alors qu'elles n'ont jamais fait l'objet d'une introduction délibérée à des fins de lutte biologique (Tableau 3) : il s'agit de trois acariens prédateurs (*Amblyseiulus tamatavensis, Phytoseiulus macropilis, Proprioseiopsis peltatus*), de deux coléoptères prédateurs (*Micraspis frenata* et *Carcinops pumilis*), d'un hémiptère phytophage (*Diaspis echinocacti*), d'un diptère *Tephritidae* (*Tetreuaresta obscuriventris*), d'une chrysomèle phytophage (*Chalcolampra octodecimguttata*) et de cinq hyménoptères parasitoïdes (*Ampulex compressa, Cirrospilus quadristriatus, Evania appendigaster, Semielacher petiolatus* et *Tetrastichus hagenowii*). Ces différentes espèces sont vraissemblablement arrivées en Nouvelle-Calédonie associées à leur(s) hôte(s) en bénéficiant des mêmes voies d'entrée.

En l'état actuel des connaissances en Nouvelle-Calédonie, la distribution de ces différents agents n'est pas documentée. En particulier, *Euglandina rosea* connue pour décimer la faune des gastéropodes endémiques à Tahiti et à Hawaii ne semble pas s'être propagée et avoir influencé les communautés de gastéropodes néo-calédoniens (Civeyrel et Simberloff, 1996 ; Gargominy et *al*., 1996).

Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie

Nous avons complété l'inventaire par une liste de 369 invertébrés allochtones, établie dans les milieux naturels et anthropiques de l'archipel (Tableau 4). Si les milieux anthropiques apparaissent comme les plus affectés par les invertébrés introduits, tous les types de milieux naturels néo-calédoniens, incluant les forêts et maquis sur sols ultrabasiques, hébergent également des invertébrés allochtones.

Retour au Sommaire

Parmi les invertébrés inventoriés dans le tableau 4, nous enregistrons 6 des 14 invertébrés classés parmi les 100 espèces qui engendrent les dysfonctionnements les plus importants aux écosystèmes d'accueil (IUCN-ISSG, 2001) : l'escargot géant d'Afrique *Achatina fullica,* l'euglandine rose *Euglandina rosea,* le thrips *Bemisia tabaci*, et les fourmis *Anoplolepis gracilipes, Pheidole megacephala* et *Wasmannia auropunctata.*

On remarque également que sept espèces placées sur la liste des organismes vivants dont l'introduction est interdite dans l'archipel (Anonyme, 1996) sont aujourd'hui établies en Nouvelle-Calédonie :

- deux acariens phytophages, *Panonychus citri*, l'acarien rouge des agrumes, et *Aceria mangiferae*, l'acarien du manguier ;
- trois insectes, *Diaspidotus perniciosus,* le pou de San José, *Adoretus versutus*, le hanneton défoliateur (en constante progression, notamment sur la côte Est), et *Bactrocera trilineola*, la mouche des fruits du Vanuatu (actuellement uniquement recensée à Lifou et à Maré) (Aberlenc et *al.,* 2004 ; Mille, *sous presse*) ;
- deux nématodes des racines, *Meloidogyne javanica* et *M. mayaguensis* (le second étant selon toute vraisemblance responsable de la forte mortalité des goyaviers, observée ces dernières années sur la côte Ouest).

Ces espèces ont été détectées au cours des dix dernières années (même si certaines pourraient être installées antérieurement), illustrant le maintien d'un flux d'envahissement.

Parmi les organismes recensés dans le tableau 4, seules quatre espèces semblent être le fruit d'introductions délibérées : il s'agit de trois variétés de l'abeille domestique introduites pour produire du miel et développer une filière apicole (*Apis mellifera carnica*, *Apis mellifera ligustica* et *A. mellifera mellifera*) et de l'escargot de Bourgogne (*Cantareus aspersus*). Typiquement, ces organismes appartiennent à la catégorie des « valises biologiques » déplacées par les populations humaines au cours de leur migration.

Parmi les invertébrés allochtones rencontrés dans les habitats anthropiques et dans les milieux naturels, nous constatons une dominance des phytophages [acariens, insectes (coléoptères, diptères et lépidoptères), mollusques, nématodes], c'est-à-dire des organismes qui consomment les organes des plantes (feuilles, tiges, racines, fleurs, nectars, fruits ou graines). Cette phytophagie s'exerce principalement aux dépens des angiospermes (les plantes à fleurs). Certains invertébrés allochtones sont monophages, ce sont des consommateurs spécialisés sur une seule espèce végétale, comme dans le cas du psylle *Heteropsylla cubana* sur le faux mimosa (*Leucaena leucocephala*). D'autres sont oligophages et consomment un petit nombre d'espèces appartenant souvent à la même famille botanique, comme dans le cas du papillon sphinx *Hippotion boerhaviae* dont les chenilles consomment uniquement des *Rubiaceae* (en Nouvelle-Calédonie, la chenille a même un comportement monophage puisque la chenille est observée uniquement sur *Pentas lanceolata*, une *Rubiaceae* introduite). Enfin, d'autres sont des polyphages, consommant une gamme de plantes-hôtes diversifiée, comme le hanneton défoliateur *Adoretus versutus,* ou la cochenille *Pseudococcus longispinus*. L'introduction de ces organismes et donc leur propagation dans l'archipel est dépendante de leurs spécificités alimentaires, bref de leurs hôtes végétaux. Il existe

souvent des relations privilégiées d'un invertébré introduit avec des plantes elles-mêmes allochtones (comme dans le cas du psylle du faux mimosa). Nous retrouvons dans cette catégorie la plupart des ravageurs agricoles, responsables de dégâts sur les plantes alimentaires de l'homme, la majorité de ces dernières étant des espèces allochtones de Nouvelle-Calédonie. Ces interactions entre espèces allochtones (plantes et invertébrés) est à considérer pour l'élaboration de mesures de gestion, qu'il s'agisse du contrôle de populations (y compris d'éviter leur dispersion) ou de projets d'éradication.

Certaines de ces espèces sont considérées comme des espèces de quarantaine pour le commerce mondial, et des traitements spécifiques sur les cargaisons à risque en provenance de Nouvelle-Calédonie sont imposés par les pays importateurs : c'est notamment le cas pour les mouches des fruits, telles que *Bactrocera tryoni* (Japon, Nouvelle-Zélande).

On remarque également que le groupe des espèces associées aux denrées stockées (au sens large, y compris les bois de construction et d'ameublement) et plus généralement le groupe des espèces commensales de l'homme (araignées, blattes, coléoptères, fourmis, termites, etc.) sont également bien représentés (Tableau 4). Ces organismes utilisent les opportunités offertes par le transport de marchandises diverses pour se disperser. On parle d'un comportement d'auto-stoppeurs : ils utilisent pour se déplacer les espaces confinés offerts par l'homme (emballages, containers, véhicules, etc.). Compte tenu de la progression du volume des échanges commerciaux, ce type d'envahisseurs est à surveiller particulièrement, et des mesures strictes doivent également s'appliquer vis-à-vis du contrôle et de la destruction des matériaux d'emballage à l'arrivée en Nouvelle-Calédonie.

Il est également à noter que la période récente (depuis la seconde guerre mondiale) participe à un changement de la gamme des espèces candidates à l'invasion. L'accélération des moyens de transport et les volumes plus importants échangés, notamment en matériel vivant (horticulture, agriculture) accroissent les chances de survie d'animaux qui, par le passé, n'étaient pas capables d'être dispersés. On assiste donc à l'expansion d'espèces qui ont de très faibles capacités intrinsèques de déplacement. C'est par exemple le cas au Moyen-Orient avec le charançon rouge du palmier (*Rhynchophorus ferrugineus*) ou en Equateur de la teigne de la pomme de terre (*Tecia solanivora*). On le voit également avec des espèces de *Formicidae*, telles que *Wasmannia auropunctata* qui est incapable de voler mais qui est en pleine expansion dans la région Pacifique depuis trois décennies (Jourdan et *al*., 2002 ; Jourdan et Loope, ce volume). Nous assisterons à une seconde révolution agricole du point de vue des ravageurs avec l'émergence d'espèces longtemps restées confinées géographiquement, du fait d'un faible investissement dans leur capacité de dispersion, mais qui aujourd'hui se trouvent propagées par les conditions de transport offertes par l'homme.

Cette modification de la cohorte des envahisseurs peut être illustrée facilement au travers de l'exemple des ballasts de bateau. Jusqu'aux premières décennies du XXe siècle, les bateaux utilisaient de la terre ou des pierres comme ballasts pour garantir leur flottabilité en l'absence de cargaisons marchandes. Ils déchargeaient ces ballasts dans les ports lorsqu'ils chargeaient des marchandises. Cet échange continu de terre expliquerait la faune homogène de fourmis du sol dans le Pacifique (Taylor, 1967 ; H. Jourdan, communication personnelle). Ainsi, en Nouvelle-Calédonie, ce transfert de matériel terrigène à fins de ballasts explique la présence d'espèces allochtones plus ou moins cryptiques du sol : *Anochetus graeffei, Hypoponera elliptica, Hypoponera*

opaciceps, Hypoponera punctatissima, Strumigenys emmae, Strumigenys godeffroyi, Strumigenys rogeri, Odontomachus simillimus (H. Jourdan, communication personnelle). Cette même voie de dispersion explique la propagation de deux envahissantes majeures de la région Pacifique : *Anoplolepis gracilipes* et *Solenopsis geminata*, dont l'introduction remonte au début de la colonisation européenne en Nouvelle-Calédonie (Emery, 1883). Aujourd'hui, les ballasts sont constitués d'eau de mer, et le problème des espèces transportées par cette voie est une préoccupation grandissante pour les milieux marins (hors champ de notre expertise) (Drake et Lodge, 2004).

En ce qui concerne la répartition des espèces introduites recensées au tableau 4, nous ne disposons pas de données précises de répartition dans l'archipel. Le plus souvent, ces espèces sont connues de la Grande Terre, et l'information est rarement disponible pour les autres îles de l'archipel. Dans ce contexte, il devient difficile de hiérarchiser les espèces en fonction de leurs impacts écologiques et socio-économiques, ou d'identifier les espèces potentiellement envahissantes, ou « espèces dormantes ». Quoi qu'il en soit, la Grande Terre apparaît comme une source d'espèces allochtones vers les îles de l'archipel. Les données sont aujourd'hui manquantes, mais une évaluation de la situation des principales îles habitées permettraient de hiérarchiser les espèces à risques et permettraient de mieux orienter une stratégie de protection des autres îles en évitant de diffuser des espèces lorsqu'elles en sont encore absentes.

Illustration de la propagation d'espèces envahissantes dans l'archipel : le cas des Formicidae

Pour illustrer ces présomptions de dispersion d'espèces allochtones à partir de la Grande Terre, nous présentons l'information disponible pour les *Formicidae* (Tableau 5). La myrmécofaune des îles voisines apparaît comme un sous-ensemble de la Grande Terre, avec quelques spécificités propres pour les Loyauté. On ne connaît pas d'endémiques propres aux îles Loyauté, par contre, on rencontre deux espèces qui se trouvent également au Vanuatu. Aussi, les communautés ont des caractéristiques altérées du fait de l'arrivée d'espèces introduites.

Globalement, le cortège des allochtones rencontrées est composé de 13 espèces : *Pheidole megacephala, Wasmannia auropunctata, Solenopsis geminata, Anoplolepis gracilipes, Tapinoma melanocephalum, Technomyrmex albipes, Barchymyrmex obscurior, Paratrechina minutula, Paratrechina longicornis, Paratrechina vaga, Plagiolepis alluaudi, Strumigenys emmae* et *Tetramorium bicarinatum*.

Tableau 5 : Présence de fourmis allochtones dans les principales entités géographiques de l'archipel

	Envahissantes	Autres introduites	Autochtones (y compris endémiques)	Total
Grande Terre	4	22	148*	174
Lifou	4	8	9	21
Maré	4	7	7	18
Ouvéa	4	6	5	15
Tiga	4	2	-	6
Île des Pins	4	5	10	19
Île Ouen	4	3	2	9
Île Art (Belep)	4	2	-	6
Île Walpole	3	-	-	3
Île Hunter	-	2	-	2
Île Matthew	-	1	-	1
Île Surprise	-	5	1	6
Île Beautemps-Beaupré	1	6	2	9
Archipel	4	22	150*	176*

Envahissantes : cette catégorie se réfère aux quatre espèces envahissantes majeures présentes en Nouvelle-Calédonie (*Anoplolepis gracilipes, Wasmannia auropunctata, Pheidole megacephala et Solenopsis geminata ;* Holway et *al*., 2002)

* : ces chiffres sont une estimation de la richesse intégrant les efforts de collecte récents et incluant des espèces nouvelles (H. Jourdan, non publié)

Nous constatons que les quatre espèces envahissantes principales (*P. megacephala, W. auropunctata*, *S. geminata*, *A. gracilipes*) se rencontrent sur toutes les îles habitées, illustrant non seulement le lien fort de ces espèces à l'homme pour leur dispersion mais également la propagation d'espèces de la Grande Terre vers les autres îles habitées (ou non). En l'état actuel des connaissances, les espèces allochtones représentent une contribution majeure à la richesse des myrmécofaunes insulaires du voisinage de la Grande Terre : elles contribuent de 50 à 100 % de la myrmécofaune connue. Par contre, faute de données précises, il est difficile d'en évaluer l'impact exact sur la faune des îles. De la même façon, l'île de Walpole, qui a été habitée pour l'exploitation du guano, présente trois envahissantes majeures : *Anoplolepis gracilipes, Solenopsis geminata* et *Wasmannia auropunctata.* Les deux premières citées pourraient être des introductions anciennes (période de l'exploitation du guano), alors que la troisième est une arrivée récente, vers 1995, avec du matériel contaminé déposé sur l'île (H. Jourdan, communication personnelle). En ce qui concerne l'île Surprise qui a également été l'objet d'une exploitation du guano, on ne retrouve pas les espèces envahissantes majeures présentes partout ailleurs où il y a des établissements humains. Les conditions d'aridité de cette île expliqueraient cette situation. Cependant, la myrmécofaune résidente est dominée par des espèces de fourmis introduites, dont une seule espèce pourrait avoir été introduite naturellement, *Pheidole oceanica* (H. Jourdan, *communication personnelle)*. Enfin, les îlots de Beautemps-Beaupré montrent une faune qui est un sous-ensemble de la faune d'Ouvéa, avec la présence d'*Anoplolepis gracilipes*. Les îles de Matthew et Hunter présentent, respectivement, une et deux espèces de fourmis allochtones à la Nouvelle-Calédonie : *Monomorium floricola, Tapinoma melanocephalum et Brachymyrmex cf. obscurior*, respectivement. Il ne s'agit pas d'espèces envahissantes majeures, et cette colonisation est vraisemblablement liée à du matériel contaminé déposé sur ces îles (H. Jourdan, communication personnelle). La myrmécofaune est un bon exemple du risque envahissant encouru par les îles de l'archipel : on retrouve sur la plupart des îles habitées les espèces envahissantes présentes sur la Grande Terre ou, en tout cas, celles qui sont les plus envahissantes.

Enfin, outre l'important défaut de connaissances sur la distribution de ces espèces allochtones (voir plus haut), il nous manque également souvent des connaissances sur la biologie, l'écologie et l'impact local des espèces. Leurs caractères envahissants et leurs impacts associés ne sont que rarement documentés.Aussi, il est impossible aujourd'hui d'établir une liste hiérarchisée des espèces recensées en fonction du risque qu'elles font courir aux écosystèmes néo-calédoniens, à la santé humaine ou vétérinaire, ou à l'économie agricole du territoire. De la même façon, les nombreuses lacunes de connaissances déjà signalées ne permettent pas non plus d'identifier aisément des espèces potentiellement envahissantes (espèces dormantes).

Discussion

Bilan de l'inventaire

L'analyse des données disponibles nous a permis de réaliser une première évaluation des invertébrés allochtones dans l'archipel néo-calédonien : au moins 518 taxons d'invertébrés (espèces ou sous-espèces) ont été introduits dans l'archipel au cours de la période historique (transport volontaire ou accidentel). Ainsi, on recense 1 oligochète, 2 myriapodes, 3 crustacés, 17 nématodes, 31 mollusques, 43 arachnides et 421 insectes allochtones. Parmi ces espèces : 23 concernent les milieux d'eau douce, 66 sont des invertébrés qui interagissent avec la santé humaine ou vétérinaire, 60 sont des auxiliaires de lutte biologique, et enfin 369 espèces concernent les milieux anthropiques et/ou naturels. Parmi ces espèces, 510 maintiennent des populations pérennes dans la nature. Cet inventaire n'est certainement pas définitif, ni exhaustif. Il repose sur la disponibilité de données témoignant de l'établissement de ces espèces ou sur des éléments permettant d'établir le caractère allochtone (biologie, comportement, distribution, etc.) des espèces recensées. Ce chiffre apparaît faible en comparaison du nombre de plantes introduites (de 1 410 à 1 570 espèces selon Meyer et *al.*, ce volume). Nous pensons qu'il s'agit d'une sous-estimation liée au manque d'inventaire récent dans l'archipel, plutôt que d'une résistance (écosystèmes ou habitats) aux invasions.

En l'état actuel des connaissances, les espèces allochtones représentent au moins 8 % de la faune inventoriée (en considérant une faune de 6 000 espèces recensées ; Chazeau, 1995). Si l'on considère la période historique (depuis la découverte de l'archipel par Cook en 1774), on peut estimer un rythme annuel de 2,2 espèces d'invertébrés qui s'installent de façon pérenne en Nouvelle-Calédonie. Cette valeur n'est qu'indicatrice, l'histoire des contacts et les flux d'échanges n'ayant pas été constants. Cette proportion est sans doute largement surestimée pour les premiers contacts et sous-estimée pour la période actuelle (depuis le dernier conflit mondial). Malheureusement, nous manquons de données pour évaluer le rythme d'introduction au cours du temps.

A titre d'exemples, Kiritani (2001) estime à 284 le nombre d'espèces d'insectes établies depuis 1868 au Japon, alors que Work et ses collaborateurs (2005) évaluent, sur la période 1997-2001, à 42 le nombre de nouvelles espèces d'insectes établies au Etats-Unis, associées à 4 voies d'entrée par cargo.

D'autre part, il nous est très rapidement apparu qu'il était illusoire de dresser un tableau par entité insulaire. Actuellement, la majorité des taxons est recensée sur la Grande Terre, l'information étant rarement disponible pour les îles Loyauté (Lifou et

Maré sont les plus prospectées) et l'île des Pins, voire inexistante pour les autres îles habitées (Tiga, Bélep, Ouen). Pour les autres entités, l'information est quasiment inexistante.

Quelques exemples d'espèces introduites, potentiellement dormantes ou sous-estimées, parmi les insectes sociaux

Malgré le manque de données précises de distribution ou de biologie pour la majorité des invertébrés introduits, les connaissances acquises sur certains groupes permettent néanmoins de distinguer quelques espèces *a priori* dormantes.

Ainsi, pour la faune des *Formicidae*, deux espèces sont à considérer. Le premier cas concerne *Anoplolepis gracilipes.* Cette espèce est présente depuis la fin du XIXe siècle en Nouvelle-Calédonie (Emery, 1883, 1914). Bien que fréquente dans la nature, elle ne constitue pas de populations denses monopolisant les écosystèmes et elle n'entre pas en interférence avec les activités humaines. Cette situation est en contraste avec les explosions démographiques et la monopolisation des habitats qu'elle réalise aux Seychelles, à Tokelau ou sur l'île Christmas (Haines et *al.,* 1994 ; Lester et Tavite, 2004 ; O'Dowd et *al.,* 2003). Ainsi, sur Christmas dans l'océan Indien, cette espèce a été introduite vers 1930 où ses populations sont restées en faible densité jusqu'au début des années 1990. Cette espèce s'est mise ensuite à pulluler, au point de devenir une menace majeure pour la biodiversité de l'île. Cette explosion démographique serait liée à l'arrivée d'une cochenille allochtone, avec laquelle la fourmi entretient une relation de mutualisme, lui offrant une ressource alimentaire stable permettant la construction de « super-colonies ». Si bien qu'aujourd'hui elle menace pas moins de 20 espèces animales sur l'île, dont les fameux crabes rouges qui font des migrations spectaculaires, mais surtout elle oriente la dynamique des forêts de l'île. Un projet de contrôle de grande envergure a été initié pour faire disparaître les principaux foyers (O'Dowd et *al.,* 2003 ; P. Green, communication personnelle). À la vue de cet exemple, les populations de *A. gracilipes* pourraient être en phase de latence dans l'archipel néo-calédonien. Une surveillance des densités de populations sur des sites témoins pourrait permettre d'anticiper de telles explosions démographiques.

L'autre exemple concerne la fourmi *Pheidole megacephala.* Cette espèce est présente sur le territoire néo-calédonien depuis le milieu des années 1960 (Jourdan, 2002). Elle est restée pendant quelques décennies cantonnée aux espaces anthropiques (jardins, habitations). Mais depuis le milieu des années 1990, les populations humaines rurales ont pris l'habitude de la déplacer pour lutter contre la fourmi électrique. Elle a été propagée volontairement sur la Grande Terre mais également aux îles Loyauté. Or, à l'image de la fourmi électrique, cette espèce est capable d'exercer une domination des communautés : elle est susceptible de monopoliser les écosystèmes naturels au détriment des espèces autochtones, et de se comporter également comme un ravageur agricole (Hoffmann et *al.,* 1999 ; Vanderwoude et *al.,* 2000). Aujourd'hui, son expansion en Nouvelle-Calédonie est une menace pour des écosystèmes naturels indemnes de la fourmi électrique, où son action vis-à-vis de la biodiversité serait catastrophique. Une surveillance de sites à risques devrait être implémentée afin de pallier à toute colonisation d'habitats sensibles.

Sur l'île d'Ouvéa, l'arrivée récente de l'abeille domestique (*Apis mellifera ligustica*) pourrait constituer un autre exemple d'espèce dormante. Introduite en 1994, dans un contexte où il n'y a pas naturellement d'abeilles sociales, son arrivée pourrait être une source de dérèglements environnementaux. La faune d'abeilles autochtones n'a

jamais été inventoriée à Ouvéa ; elle doit être à l'image de la Grande Terre : constituée d'un cortège d'espèces d'abeilles solitaires. Or, Kato et Kawakita (2004) ont souligné que la monopolisation de ressources de pollinisation sur la Grande Terre par l'abeille domestique menace les systèmes de pollinisation en excluant les pollinisateurs autochtones qui ont co-évolué avec la flore locale, d'où des conséquences possibles pour les formations végétales. Une forte compétition pour les sites de nidification est également suspectée avec la perruche d'Ouvéa (*Eunymphicus cornutus uvaeensis),* espèce endémique menacée de l'île (utilisation des mêmes sites de nidification). Ceci dit, cet exemple reflète les conflits d'intérêt entre conservation de la nature et développement de filières économiques, telles que l'apiculture. Un suivi de la population d'abeilles dans la nature devrait être élaborée, en associant un strict contrôle de l'essaimage des populations d'élevage. Un inventaire de la faune apicole autochtone devrait être également réalisée afin de mieux comprendre le fonctionnement des communautés de pollinisateurs et d'anticiper d'éventuelles perturbations induites par la dominance des abeilles domestiques.

Un dernier exemple d'espèce dormante est représenté par le termite *Coptotermes grandiceps*. Cette espèce est présente dans la région de Nouméa depuis la fin des années 1960 (Fabres, 1974). Elle constitue des réseaux de nids souterrains inter-connectés et elle occasionne d'importants dégâts dans les principaux quartiers de Nouméa et de sa périphérie. Actuellement, ce termite ne semble pas s'être dispersé dans la nature ; un nid aurait été cependant découvert en forêt sèche à la Pointe Maa (C. Bordereau, communication personnelle). Cette espèce se propage principalement par bouturage de nids, sa dispersion à longue distance ne peut alors intervenir qu'avec le déplacement par l'homme de sols ou de matériaux contaminés. Faute d'une prise en considération de ce problème au niveau réglementaire, le risque de propagation à l'ensemble de l'archipel est grand. En effet, il n'existe aucune mesure visant à contrôler le déplacement de sol ou de matériaux à risques à partir de zones infestées, ni aucune obligation de déclarer une infestation. De plus, il n'y a aucune mesure visant à interdire l'habitude désastreuse des entrepreneurs du bâtiment d'enterrer sur les chantiers les bois de coffrage hors d'usage qui multiplient les sites propices aux néo-fondations de termitières. Cette habitude contribue à amplifier l'infestation dans l'agglomération, y compris pour les nombreuses constructions récentes. Rappelons qu'il n'existe pas de données économiques chiffrées pour la Nouvelle-Calédonie à propos des dégâts occasionnés. A titre de comparaison, aux Etats-Unis, on estime que les dégâts occasionnés par le termite souterrain de Formose (une espèce proche, *Coptotermes formosanus*) doublent chaque année (Pimentel et *al.,* 2001) et nécessiteraient plusieurs milliards de dollars par an. Une étude approfondie de sa répartition dans l'archipel (y compris dans la nature) et de sa biologie de base permettrait d'envisager une stratégie globale de contrôle associée à la mise en place d'une législation adaptée, à l'image des situations métropolitaine et de l'île de la Réunion (Bordereau et *al.,* 2002).

Enfin, l'arrivée récente du hanneton défoliateur *A. versutus* est particulièrement à surveiller, compte tenu de son régime polyphage et des témoignages de pullulations et de défoliations associées, déjà observées en 2006 en divers points de la côte Est. L'identification récente du nématode *Meloidogyne mayaguensis*, associé à la mortalité de peuplements de goyaviers sur la côte Ouest au cours des dernières années, apparaît également comme une menace envahissante en émergence.

Le cas particulier de la lutte biologique dans le contexte des invasions biologiques

La lutte biologique contre les espèces envahissantes allochtones repose sur le rétablissement d'équilibres biologiques par l'introduction de prédateurs ou de parasitoïdes issus de la région d'origine de l'espèce cible (les actions de lutte biologique peuvent également concerner le renforcement d'espèces autochtones, mais cet aspect ne concerne pas notre présente étude).

Cette méthode repose sur le principe que les espèces envahissantes hors de leurs aires de répartition naturelle bénéficient d'un avantage du fait du relâchement des pressions de contrôle exercées par leurs ennemis naturels lorsqu'elles s'établissent dans une nouvelle région (« *Ennemy release hypothesis » ;* Wolfe, 2002 ; Colautti et *al.,* 2004). La lutte biologique permet un contrôle des pullulations, en ramenant les populations allochtones en dessous d'un seuil de nuisance, mais rarement, voire jamais, à une éradication. Il s'agit donc d'introduire des espèces de prédateurs ou de parasitoïdes dans un nouveau contexte, ce qui représente un risque d'invasion non contrôlée si l'auxiliaire est mal choisi, particulièrement en ce qui concerne sa spécificité d'hôte (Henneman et Memmott, 2001).

Aussi, avec l'émergence de la problématique des espèces envahissantes, la lutte biologique a également été l'objet de controverses. Comme l'indiquait Howarth en 1983, la lutte biologique est-elle la panacée ou une « boîte de Pandore » ? Funasaki et ses collaborateurs (1988) donnaient quelques chiffres à propos de la lutte biologique aux îles Hawaii : parmi 243 espèces d'auxiliaires introduits, 157 se sont établis sur leurs hôtes allochtones, 53 sur des espèces allochtones différentes de leur cible d'introduction et 33 sur des espèces de la faune non cible (espèces nuisibles mais surtout des espèces indigènes, y compris des auxiliaires bénéfiques). En Nouvelle-Calédonie, le bilan préliminaire réalisé par Gatimel (2005) n'a pas pointé de tels problèmes. En tout cas, la synthèse réalisée à Hawaii illustre la nécessité de mener une analyse de risques avant toute nouvelle introduction d'auxiliaires.

Cependant, le principe de la lutte biologique ne peut être complètement remis en cause dans la mesure où on peut obtenir un contrôle satisfaisant d'espèces envahissantes à un moindre coût, y compris environnemental. Nous rappelons qu'aujourd'hui 150 agents de lutte biologique sont vendus à l'échelle mondiale pour mener des actions de contrôle biologique (OCDE, 2003). Par contre, il est nécessaire d'appliquer un strict principe de précaution pour encadrer ce genre d'opération, en particulier une introduction ne doit être envisagée que lorsqu'on s'est assuré de son efficacité, de son innocuité pour les populations humaines et pour les milieux, ou que le bénéfice attendu soit supérieur aux risques de modifications des écosystèmes. Aujourd'hui, un certain nombre de lignes directrices (*guidelines*) et des protocoles standardisés sont disponibles pour encadrer la lutte biologique (FAO, 1996 ; Simberloff et Stiling, 1996 ; Williamson, 1996 ; Waterhouse, 1997a ; NAPPO, 2000).

En tout cas, avec l'émergence d'une demande des consommateurs pour des produits agricoles issus d'une agriculture plus respectueuse de l'environnement, les programmes de lutte biologique et de lutte intégrée sont destinés à se développer dans l'archipel, notamment aux îles Loyauté qui misent actuellement leur développement rural sur l'agriculture biologique. Nous notons également en province Sud le projet de création d'un groupement de défense des cultures sous-serres, dont l'une des missions serait de mettre en place une structure d'élevage d'auxiliaires biologiques (*Encarsia formosa*, etc.).

Conclusions et recommandations

La synthèse que nous présentons sur les invertébrés introduits en Nouvelle-Calédonie reste descriptive, compte tenu des nombreuses lacunes de connaissances. Globalement, il existe un défaut d'inventaire pour la majorité des îles, notamment celles qui sont habitées de façon permanente. Il est donc actuellement bien difficile de dresser une liste par entité géographique de l'archipel (Grande Terre, Loyauté, autres îles habitées ou non). L'information est le plus souvent disponible pour la Grande Terre, plus rarement pour les autres îles. Globalement, moins de 20 % des espèces recensées au cours de notre étude présentent des données de distribution documentée à l'échelle de l'archipel. Pourtant, il existe une vraie spécificité des îles par rapport à la Grande Terre, en particulier pour les îles Loyauté : les assemblages d'espèces sont différents, il existe des espèces endémiques et des espèces autochtones uniquement partagées avec le Vanuatu. Il ne s'agit pas de simples sous-ensembles des communautés de l'île principale.

Dans ce contexte, il est difficile de hiérarchiser les espèces dans l'archipel en fonction de leurs impacts écologiques et socio-économiques, ou d'identifier les espèces potentiellement envahissantes. Les lacunes de connaissances sur la biologie, l'écologie et l'impact local des espèces amplifient cette impossibilité de hiérarchisation en fonction du risque qu'elles font courir aux écosystèmes néo-calédoniens, à la santé humaine ou vétérinaire, ou à l'économie agricole du territoire. Par contre, tous les types d'écosystèmes, y compris les forêts et maquis sur substrats ultrabasiques, sont concernés par les invertébrés allochtones. Tandis que pour la flore, les milieux sur roches ultramafiques montrent une certaine résistance à l'invasion (Meyer et *al.*, ce volume). Pourtant, à l'image de la flore, ces habitats sur substrats ultrabasiques hébergent une part importante d'espèces endémiques dont certaines sont considérées comme reliques (Chazeau, 1997). La propagation des envahissantes dans ces habitats est particulièrement inquiétante.

Rappelons ici que ce sont surtout les cas spectaculaires par les nuisances induites, ou les plus explosifs à l'échelle humaine, qui ont prévalu dans l'étude des phénomènes envahissants. Ceci a conduit plusieurs auteurs, dont Brown (1989), à estimer que les milieux anthropiques sont plus sensibles aux invasions que les milieux naturels. Mais de ce constat apparaît le fruit d'un biais d'observation : déplacées par l'homme, la plupart des espèces envahissantes sont des espèces adaptées à son voisinage et aux milieux qu'il utilise. Ces organismes ont donc plus de chances de s'établir dans des zones qui intéressent l'homme et, pour les mêmes raisons, plus de chances d'y être détectées. L'homme reste un facteur déterminant pour l'envahissement des habitats naturels. Ainsi Usher (1988) et MacDonald et ses collaborateurs (1989) ont montré que, dans les réserves naturelles, il existe une corrélation entre le nombre de visiteurs et le nombre d'espèces introduites dans ces zones.

Quoi qu'il en soit, la Grande Terre apparaît comme le point d'entrée principal des espèces envahissantes et constitue de ce fait une source de dispersion d'invertébrés allochtones vers les îles de l'archipel. Le problème des allochtones ne se situe donc pas uniquement aux frontières du territoire mais également à l'intérieur de celui-ci avec les déplacements d'espèces d'une île à l'autre. Chacune des collectivités se trouve confrontée à ce problème de gestion des territoires insulaires habités (île Ouen et île des Pins pour la province Sud, les îles Belep et Yandé pour la province Nord, et les quatre

îles Loyauté pour la province des Îles). En conséquence, les mesures qui doivent être prises pour limiter les introductions d'espèces allochtones depuis l'extérieur du territoire doivent également être mises en application au sein du territoire.

Recommandations

A l'issue de cette mise au point sur les invertébrés présents dans l'archipel, quelques recommandations importantes peuvent être proposées pour améliorer la situation :

1) La principale recommandation consiste à identifier les espèces à risques, afin d'orienter une stratégie de protection hiérarchisée à l'échelle de l'archipel : il s'agit non seulement de combler les lacunes concernant la distribution des allochtones dans les différentes îles, mais également de compléter les inventaires pour des groupes taxonomiques sous-explorés à ce jour.

2) L'établissement d'une réglementation pour les mouvements inter-îles ne pourra également être envisagé qu'après un complément d'inventaire. Idéalement, pour pouvoir orienter la surveillance, il serait utile d'établir une liste des espèces à ne pas déplacer ou à ne pas promouvoir dans l'archipel (liste qui complèterait celle en vigueur à l'entrée du territoire).

3) L'existence d'une telle liste permettrait de demander des traitements phytosanitaires adaptés (fumigation, etc.) mais également d'identifier les circuits à risque (origine d'expédition et voies d'entrée). Quoi qu'il en soit, une concertation apparaît nécessaire entre les collectivités pour définir une stratégie commune d'inspection, en particulier au niveau de l'aérodrome de Magenta, des transports maritimes de passagers et de marchandises au départ de Nouméa vers les îles.

4) Outre l'aspect identification des allochtones, il faut également travailler sur les voies d'entrées (*pathways*). Les matériaux à risque de contamination dans l'archipel concernent les produits agricoles et horticoles, le déplacement de marchandises et d'effets personnels (et de leur emballage), les véhicules, les matériaux de construction, les sols, etc.

5) Par contre, les invertébrés sont susceptibles d'être déplacés sous différentes formes (œufs, larves, nymphes ou forme adulte) qui ne requièrent pas forcément les mêmes efforts d'investigation. Il apparaît donc nécessaire de renforcer les capacités de diagnostics immédiats des personnels affectés à l'inspection et au contrôle aux frontières.

Remerciements

Nous remercions Rémy Amice (SIVAP, DAVAR) pour les informations transmises à propos des listes de quarantaine, Dr Shane McEvey (Australian Museum) pour ses communications personnelles sur les Diptères, en particulier les Drosophiles (*Acletoxenus formosus* et *Dettopsomyia formosa* sont ici signalées pour la première fois en Nouvelle-Calédonie). Laurent Guillaumot (Institut Pasteur, Nouméa) pour la

communication d'informations complémentaires sur les Culicidae, Thierry Salesne pour les informations transmises sur les Sphingidae, Jean Chazeau pour sa relecture et ses commentaires, Sylvie Cazères (SRFP Pocquereux, IAC), pour son aide dans la saisie et la mise à jour des données taxonomiques.

Bibliographie

ABERLENC H.-P., MILLE C., CAZÈRES S., 2004 - Un nouveau ravageur potentiel en Nouvelle-Calédonie : *Adoretus versutus* Harold (Coleoptera, Rutelinae). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 109(5) : 527-528.

ANONYME, 1996 - Délibération relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation et à l'exportation. Délibération 112/CP du 16 octobre 1996, Congrès du Territoire de Nouvelle-Calédonie. *J.O du 19 novembre 1996:* 45-66

BORDEREAU C., CLÉMENT J.-L., JEQUEL M., VIEAU F., 2002 – *Termites ; biologie, lutte, réglementation. Europe, Départements et Territoires d'Outre-Mer français*. Centre technique du bois et de l'ameublement, 208 p.

BOULARD M., 1991 – A propos de la nuisibilité de certaines cigales néo-calédoniennes. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 116(3-4) : 261-266.

BRINON L., MATILE-FERRERO D., CHAZEAU J., 2004 - Extension et régression d'une Cochenille nuisible aux Graminées, introduite en Nouvelle-Calédonie, *Heliococcus summervillei* Brookes (Hemiptera, Pseudococcidae). *Bulletin de la Société entomologique de France*, 109(4) : 425-428

BROWN J.H., 1989 – « Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates ». *In* Drake J. A., Mooney H. A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger K.J., Rejmanek M., Williamson M. (eds.): *Biological invasions: A global perspective*. Chichester, John Wiley & Sons: 85-110.

BRUN L.-O., CHAZEAU J., 1986 - *Catalogue des ravageurs d'intérêt agricole de Nouvelle-Calédonie*. Nouméa, Orstom, 130 p.

CHAZEAU J., 1993 - Research on New Caledonian terrestrial fauna: achievements and prospects. *Biodiversity Letter*, 1: 123-129.

CHAZEAU J., 1995 - *Bibliographie indexée de la faune terrestre en Nouvelle-Calédonie : systématique, écologie et biogéographie*. Nouméa, Orstom éditions, 95 p.

CHAZEAU J.,1997 – « Caractères de la faune sauvage de quelques milieux naturels sur sols ultramafiques en Nouvelle-Calédonie » *In* Jaffré T., Reeves R.D., Becker T. (eds): *Écologie des milieux sur roches ultramafiques et sur sols métallifères : actes de la deuxième conférence internationale sur l'écologie des milieux serpentiniques*. Nouméa,Orstom : 95-105.

CIVEYREL L., SIMBERLOFF D., 1996 - A tale of two snails: is the cure worse than the disease? *Biodiversity and Conservation*, 5(10): 1231–1252.

COHIC F., 1956 - *Parasites animaux des plantes cultivées en Nouvelle-Calédonie et Dépendances*. Nouméa, Orstom, IFO, 91 p.

COLAUTTI R.I., MAC ISAAC H.J., 2004 - A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, 10(2): 135-141

COLAUTTI R.I., RICCIARDI A., GRIGOROVICH I.A., MACISAAC H.J., 2004 - Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, 7(8): 721-733.

CUSHMAN J.H., 1995 – « Ecosystem-level consequences of species additions and deletions on islands ». *In* : Vitousek P.M., Loope L.L., Adsersen H. (Eds): *Islands. Biological diversity and ecosystem functio.* Berlin, Springer-Verlag: 135-147.

D'ANTONIO C.M., DUDLEY T.L., 1995 - Biological invasions as agents of change on islands Versus Mainlands. *Ecological Studies*, 115: 103-121.

DRAKE J.M., LODGE D.M., 2004 - *Global hot spots of biological invasions: evaluating options for ballast-water management*. Proceedings of the Royal Society B, 271(1539) : 575–580.

DUHAMEL G., GOMBERT D., PAUPY C., QUATRESOUS I., 2006 - *Mission d'appui à la lutte contre l'épidémie de chikungunya à la Réunion*. Paris, Inspection générale des affaires sociales, 76 p.

DUKES J.S., MOONEY H.A., 1999 - Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution*, 14(4): 135-139.

DUMBLETON L.J., 1954 - *Une liste des insectes parasites signalés dans les territoires du Pacifique Sud*. Nouméa, Nouvelle-Calédonie, Commission du Pacifique Sud, Document Technique N° 79, 202 p.

ELTON C.S., 1958 - *The ecology of invasions by animals and plants*. Londres, Methuen, 181 p.

EMERY C. 1883 - Alcune formiche della nuova caledonia. *Boll. Soc. entomol. Ital.*, 15: 145-151.

EMERY C. 1914 – « Les fourmis de la Nouvelle-Calédonie et des Iles Loyalty ». *In* Sarasin F., Roux J. (eds): *Nova Caledonica, Zool. 1*. Wiesbaden, C.W. Kreidels Verlag: 393-436.

FABRES G., 1974 - *Les termites de Nouvelle-Calédonie: mise au point des connaissances actuelles*. Rapport Multigraphié ORSTOM, Nouméa, 8 p.

FAO, 2005 - *Directives pour l'exportation, l'expédition, l'importation et le lâcher d'agents de lutte biologique et autres organismes utiles. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 3.* Paris, FAO, CIPV, 33 p.

FONCE J., 1971 - *Les principaux insectes nuisibles de Nouvelle-Calédonie*. Nouméa, Service de l'Agriculture, Section phytosanitaire, 52 p.

FUNASAKI G.P., LI P.Y., NAKAHARA L.M., BEARDSLEY J.W., OTA A.K., 1988 - A review of biological control introductions in Hawaii: 1890 to 1985. *Proceedings of the Hawaian Entomological Society*, 28: 105-160.

GARGOMINY O., BOUCHET P., PASCAL M., M. JAFFRÉ, TOURNEUR J.-C., 1996 - Conséquences des introductions d'espèces végétales et animales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Revue d'écologie*, 51(4) : 375-402.

GATIMEL B., 2005 - *Inventaire critique et perspectives des introductions d'espèces réalisées à des fins de lutte biologique en Nouvelle-Calédonie : Applications aux cas de la mineuse des agrumes (Phyllocnistis citrella Stainton) et du psylle du faux-mimosa (Heteropsylla cubana Crawford).* Mémoire de stage Master IEGB, Université Montpellier 2, 40 p.

HAINES I.H., HAINES J.B., CHERRETT J.M., 1994 – « The impact and control of the crazy ant, *Anoplolepis longipes* (Jerd.), in the Seychelles ». *In* Williams, D.F. (ed.): *Exotic ants. Biology, impact and control of introduced species*. Boulder, Westview Press: 206–219.

HENNEMAN M.L., MEMMOTT J., 2001 - Infiltration of a Hawaiian community by introduced biological control agents. *Science*, 293(5533): 1314-1316.

HOFFMANN B.D., ANDERSEN A.N., HILL G.J., 1999 - Impact of an introduced ant on native rain forest invertebrates: *Pheidole megacephala* in moonsonal Australia. *Oecologia*, 120(4): 595-604.

HOLWAY D.A., LACH L., SUAREZ A.V., TSUTSUI N.D., CASE T.J., 2002 - The ecological causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 181-233.

HOWARTH F.G., 1983 - Classical Biocontrol: Panacea or Pandora's Box. *Proceedings of Hawaïan Entomological Society*, 24: 239-244.

JOURDAN H., 1999 - *Dynamique de la biodiversité de quelques écosystèmes terrestres néo-calédoniens sous l'effet de l'invasion de la fourmi peste Wasmannia auropunctata (Roger) 1863 (Hymenoptera : Formicidae)*. Toulouse, Université Paul Sabatier, Thèse de Doctorat, 465 p.

JOURDAN H., 2002 – « New Caledonian ant fauna: a hot spot for ant diversity in the Pacific ». *In XIV International Congress of IUSSI. The Golden Jubilee Proceedings.* Sapporo, Hokkaido University: 167.

JOURDAN H., BONNET DE LARBOGNE L., CHAZEAU J., 2002 - The recent introduction of the tramp ant *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera: Formicidae) into Vanuatu archipelago (southwest Pacific). *Sociobiology,* 40(3): 483-509.

KATO M., KAWAKITA A. 2004 - Plant-pollinator interactions in New Caledonia influenced by introduced honey bees. *American Journal of Botany*, 91(11): 1814-1827.

KIRITANI K., 2001 - Invasive insect pests and plant quarantine in Japan. *Extension Bulletin of the Food and Fertilizer Center, Taipei*, 498: 1–12.

KURAHASHI H., FAURAN P., 1980 - Blow flies from New Caledonia, with description of *Onesia gonideci*, new species (Diptera: Calliphoridae). *Pacific Insects,* 22: 401-12.

LAIRD M., 1954 - A mosquito survey in New Caledonia and the Belep Islands, with localitiy records for two species of Culex. *Bulletin of Entomological Research,* 45: 285-293.

LESTER P., TAVITE A., 2004 - Long-Legged Ants, *Anoplolepis gracilipes* (Hymenoptera: Formicidae), have invaded Tokelau, changing composition and dynamics of ant and invertebrate communities. *Pacific Science*, 58(3): 391–401.

MACARTHUR R.H., WILSON E.O., 1967 - *The theory of island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press, 203 p.

MACDONALD I.A.W, LOOPE L.L., USHER M.B., HAMMAN O., 1989 – « Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: A global perspective ». *In* Drake J. A., Mooney H. A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger K.J., Rejmanek M., Williamson M. (eds.): *Biological invasions: A global perspective*. Chichester, John Wiley & Sons: 215-256

MACK R.N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F.A., 2000 - *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*. Ecological Society of America, Issues in Ecology No. 5, 20 p.

MARQUET G., KEITH P., VIGNEUX E., 2003 - *Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de Nouvelle-Calédonie*. Paris, Muséum national d'histoire naturelle, Collection Patrimoines Naturels 58, 282 p.

MCKINNEY M.L., LOCKWOOD J.L., 1999 - Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(11): 450-453

MILLE C., MADEMBA-SY S., LEMERA Z., KAGY V. PAULAUD D. CAZÈRES S., LEBÉGIN S., 2004 - *Ravageurs et auxiliaires des Cultures Fruitières de Nouvelle-Calédonie*. Nouméa, Institut Agronomique néo-Calmédonien, 156 p.

MYERS N., MITTERMEIER R.A., MITTERMEIER C.G., DA FONSECA A.B., KENT J., 2000 - Biodiversity hotspot for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853-858.

NAPPO, 2000 - *Guidelines for petition for release of exotic entomophagous agents for the biological control of pests (RSPM N° 12)*. Ottawa, Secretariat of the North American Plant Protection Organization, 9 p.

O'DOWD D.J., GREEN P.T., LAKE P.S., 2003 - Invasional « meltdown » on an oceanic island. *Ecology Letters*, 6(9): 812-817.

OCDE, 2003 - *Guidance for information requirements for regulation of invertebrates as biological control agents (IBCAs)*. Paris, OECD Environment, Health and Safety Publications, Series on Pesticides No. 21, 22 p.

PIMENTEL D., MCNAIR S., JANECKA J., WIGHTMAN J., SIMMONDS C., O'CONNELL, C., WONG V., RUSSEL L., ZERN J., AQUINO T., TSOMONDO T., 2001 - Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(1): 1-20.

POLHEMUS J.T., HERRING J.L., 1970 - Études hydrobiologiques en Nouvelle-Calédonie (Mission 1965 du Premier Institut de Zoologie de l'Université de Vienne (suite) : 10. Aquatic and semiaquatic Hemiptera of New Caledonia. *Cahiers ORSTOM, Série Hydrobiologie*, 4(2) : 3-12.

QUÉNÉHERVÉ P. 2003 – *French Pacific Nematology Workshop Report*. June 2-13 2003, Noumea, New Caledonia, Commission Du Pacifique Sud. 21 pp.

RAGEAU J., 1957 - Insectes et autres Arthropodes d'intérêt médical ou vétérinaire en Nouvelle-Calédonie et aux Iles Loyauté. *Études mélanésiennes*, 10: 60-104.

RISBEC J., 1942 - *Observations sur les insectes des plantations en Nouvelle-Calédonie*. Paris, Imprimerie nationale, 128 p.

SHEA K., CHESSON P., 2002 - Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecology & Evolution,* 17(4): 170-176.

SIMBERLOFF D., STILING P., 1996 - How risky is biological control? *Ecology,* 77: 1965-1974.

STARMÜLHNER F., 1970b - Études hydrobiologiques en Nouvelle-Calédonie (Mission 1965 du Premier Institut de Zoologie de l'Université de Vienne) : Die Mollusken der Neukaledonischen Binnengewässer. *Cahiers ORSTOM, Série Hydrobiologie*, 4(3-4) : 3-127.

TAYLOR R.W., 1967 - A monographic revision of the ant genus Ponera Latreille (Hymenoptera: Formicidae). *Pac. Insects Monogr.,* 13: 1-112.

USHER M., 1988 - Biological invasions of nature reserves: a search for generalisations. *Biological Conservation,* 44 : 119-135.

VANDERWOUDE C., DE BRUYN L.A.L., HOUSE A.P.N., 2000 - Response of an open-forest ant community to invasion by the introduced ant, *Pheidole megacephala*. *Austral ecol.*, 25 :253-259.

VITOUSEK P.M., D'ANTONIO C.M., LOOPE L.L., WESTERBROOKS R., 1996 - Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84: 468-478.

WATERHOUSE D.F., 1997a - *Guidelines for biological control projects in the Pacific*. Noumea, New Caledonia: South Pacific Commission, 30 p.

WILLIAMSON M., 1996 - *Biological Invasions*. London, Chapman & Hall, 244 p.

WOLFE L.M., 2002 - Why alien invaders succeed: support for the escape- from-enemy hypothesis. *American Naturalist*, 160(6): 705-711.

WORK T., MCCULLOUGH D.G., CAVEY J.F., KOMSA R., 2005 - Arrival rate of non indigenous insect species into the United States through foreign trade. *Biological Invasions*, 7(2): 323–332.

Sites internet visités

100 of the World's Worst Alien Invasive Species, ISSG/IUCN : http://www.issg.org

CBD. Fifth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. 15-26 Mai 2000, Nairobi. **[en ligne].** Disponible sur : http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?lg=2&mtg=COP-05.

CBD. Sixth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. 7-19 Avril 2002, La Haye. **[en ligne].** Disponible sur : http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?lg=2&mtg=COP-06.

CBD. Seventh Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. 9-20 Février 2004, Kuala Lumpur, **[en ligne].** Disponible sur : http://www.biodiv.org/doc/meeting.aspx?lg=2&mtg=COP-07.

IUCN (The World Conservation Union)/SSC (Species Survival Committee) ISSG (Invasive Species Specialist Group). www.issg.org/features/invasives_on_tonga.html.

HEAR (*Hawaii Ecosystem at Risk Project*), Pacific Island Ecosystems Research Center, USGS. www.hear.org/galapagos/invasives/topics/management/plants/projects/species.htm.

PIER (Pacific Ecosystems at Risk Project). Institute of Pacific Islands Forestry, USDA Forest Service. www.hear.org/pier/.

OMC, 1998. Mesures sanitaires et phytosanitaires: Comprendre l'Accord de l'OMC sur les mesures sanitaires et phytosanitaires. **[en ligne].** Disponible sur : http://www.wto.org/french/tratop_f/sps_f/spsund_f.htm.

 © IRD, 2006

ANNEXES

 © IRD, 2006

Tableau1 : Liste des invertébrés aquatiques allochtones présents en Nouvelle-Calédonie

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Noms vernaculaires
Crustacea	Decapoda	*Palaemonidae*		*Macrobrachium*	*rosenbergii*	(De Man, 1789)		Chevrette ***
	Decapoda	*Parastacidae*		*Cherax*	*quadricarinatus*	Von Martens, 1868		Ecrevisse à pinces rouges
	Decapoda	*Parastacidae*		*Cherax*	*tenuimanus*	(Smith, 1912)		Ecrevisse australienne ***
Insecta	**Coleoptera**	***Dysticidae***	**Dysticinae**	*Rhantaticus*	*congestus*	(Klug, 1833)	*Hydaticus congestus, Hydaticus signatipennis*	
	Coleoptera	***Dysticidae***	**Dysticinae**	*Rhantus*	*Punctatus*	Fourcroy, 1785		
	Coleoptera	***Haplidae***		*Haliplus*	*Bistriatus*	Wehncke 1883		
	Coleoptera	***Hydrophilidae***		*Dactylosternum*	*insulare*	Lap., 1877		
	Coleoptera	***Hydrophilidae***		*Helochares*	*foveicollis*	Montrousier, 1860		
	Diptera	***Limoniidae***		*Dicranomyia*	*fullawayi fullawayi*	Alexander, 1915		
	Diptera	***Limoniidae***		*Symplecta*	*pilipes pilipes*	(Fabricius 1787)	*Trimicra pilipes pilipes*	
	Hemiptera	***Corixidae***		*Trichocorixa*	*verticalis verticalis*	(Fieber, 1851)		
	Hemiptera	***Gyrinidae***		*Limnogonus*	*Fossarum*	(Linné, 1775)	*Cimex fossarum, Gerris discolor, Tenagonus nymphae*	
	Hemiptera	***Gyrinidae***		*Dineutus*	*indus*	Fabricius		
	Hemiptera	***Gyrinidae***		*Gyrinus*	*convexiusculus*	MacLeay, 1873		
	Hemiptera	***Leptopodidae***		*Valleriola*	*assouanensis*	(Costa, 1875)	*Leptopus assouanensis*	
	Hemiptera	***Mesoveliidae***		*Mesovellia*	*vittigera*	Horvath, 1865	*Mesovelia orientalis*	
	Hemiptera	***Notonectidae***		*Anisops*	*cleopatra*	Distant, 1914		
	Hemiptera	***Notonectidae***		*Anisops*	*Crinita*	Brooks, 1951		
	Hemiptera	***Veliidae***		*Rhagovelia*	*Nigricans*	(Burmeister, 1835)	*Velia nigricans*	
	Odonata	***Libellulidae***		*Orthetrum*	*sabina*	(Drury, 1770)		
	Odonata	***Libellulidae***		*Tholymis*	*tillarga*	(Fabricius, 1798)		
Mollusca	**Gastropoda**	***Thiaridae***	**Thiarinae**	*Melanoides*	*arthurii*	Brot, 1871		
	Gastropoda	***Thiaridae***	**Thiarinae**	*Melanoides*	*tuberculata*	Muller 1774	*Nerita tuberculata*; *Melania trunculata*	

…: espèces introduites délibérément à des fins alimentaires;*** : espèces qui ne semblent pas avoir établi de populations pérennes dans la nature

© IRD, 2006

Tableau 2 : Inventaire des invertébrés allochtones d'intérêt médical ou vétérinaire introduits en Nouvelle-Calédonie

	ORDRE	**FAMILLE**	**Sous-Famille**	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	**Synonymes**	Noms vernaculaires
Arachnida	**Acarina**	***Trombiculidae***		*Hannemania*	*rouxi*	Oudemans, 1917		
	Acarina	***Tyroglyphidae***		*Tyroglyphus*	*castellanii*	Hirst, 1912		
	Acarina	***Dermanyssidae***		*Dermanyssus*	*gallinae*	(De Geer, 1778)		Acarien rouge des volailles
	Acarina	***Dermanyssidae***		*Bdellonyssus*	*bursa*	(Berlese, 1888)		Acarien tropical des volailles
	Acarina	***Demodecidae***		*Demodex*	*spp.*			Gales
	Acarina	***Sarcoptidae***		*Notoedres*	*cati*	(Hering, 1838)		Gale de la tête du chat
	Acarina	***Sarcoptidae***		*Psoroptes*	*equi*	(Hering, 1838)		Gale des équidés
	Acarina	***Sarcoptidae***		*Cnemidocoptes*	*mutans*	(Robin et Lanquetin, 1859)	*Sarcoptes mutans*	Gale des pattes du poulet
	Acarina	***Sarcoptidae***		*Sarcoptes*	*scabiei canis*	(Linné, 1758)		Gale du chien
	Acarina	***Sarcoptidae***		*Sarcoptes*	*scabiei hominis*	(Linné, 1758)		Gale de l'Homme
	Acarina	***Ixodidae***	**Ixodinae**	*Boophilus*	*microplus*	(Canestrini, 1887)		Tique du bétail
	Acarina	***Ixodidae***		*Haemaphysalis*	*longicornis*	Neumann, 1901	*Haemaphysalis bispinosa, Kaiseriana longicornis*	
	Acarina	***Ixodidae***		*Rhipicephalus*	*sanguineus*	(Latreille, 1806)		Tique brune du chien
	Scorpiones	***Buthidae***	**Scorpiopinae**	*Isometrus*	*maculatus*	(De Geer, 1778)		
Chilopoda	**Scolopendromorpha**	***Scolopendridae***	**Scolopendrinae**	*Scolopendra*	*subspiniceps subspiniceps*	Leach, 1815		Scolopendre géant d'Asie
	Scolopendromorpha	***Scolopendridae***	**Scolopendrinae**	*Scolopendra*	*morsitans*	Linné, 1758		

© IRD, 2006

Tableau 2 : Inventaire des inv²ertébrés allochtones d'intérêt médical ou vétérinaire introduits en Nouvelle-Calédonie (suite 1)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Noms vernaculaires
	Diptera	***Calliphoridae***		*Calliphora*	*centralis*	Malloch, 1927		
	Diptera	***Calliphoridae***		*Chrysomia*	*megacephala*	(Fabricius, 1784)		
	Diptera	***Calliphoridae***		*Chrysomia*	*rufifacies*	(Macquart, 1843)		
	Diptera	***Calliphoridae***		*Lucilia*	*cuprina*	(Wiedemann, 1830)		
	Diptera	***Calliphoridae***		*Lucilia*	*sericata*	Meigen, 1826		Lucile soyeuse
	Diptera	***Culicidae***		*Aedes*	*aegypti*	(Linné, 1762)		
	Diptera	***Culicidae***		*Culex*	*bitaeniorhynchus*	Giles, 1901		
	Diptera	***Culicidae***		*Culex*	*pipiens fatigans*	Wiedemann, 1828		
	Diptera	***Culicidae***		*Culex*	*quinquefasciatus*	Say, 1823	*Culex pungens*	
	Diptera	***Culicidae***		*Culex*	*vexans nocturnus*	(Theobald, 1903)		
Insecta	**Diptera**	***Hippoboscidae***		*Hippobosca*	*equina*	Linné, 1758		Mouche du cheval
	Diptera	***Muscidae***		*Fannia*	*canicularis*	(Linné, 1761)	*Homalomyia canicularis*	Petite mouche domestique
	Diptera	***Muscidae***	**Muscinae**	*Musca*	*domestica vicina*	Linné, 1758		Mouche domestique
	Diptera	***Muscidae***	**Muscinae**	*Musca*	*sorbens*	Wiedemann, 1830		
	Diptera	***Muscidae***		*Stomoxys*	*calcitrans*	Linné		Mouche charboneuse, mouche des étables
	Hemiptera	***Cimicidae***		*Cimex*	*lectularius*	Linné, 1758		Punaise de lit
	Hemiptera	***Cimicidae***		*Cimex*	*rotundatus*	Signoret, 1858		
	Phthiraptera	***Boopiidae***		*Heterodoxus*	*spiniger*	(Enderlein, 1909)		
	Phthiraptera	***Gyropidae***		*Gyropus*	*ovalis*	Burmeister, 1838		Pou des cobayes
	Phthiraptera	***Gyropidae***		*Gliricola*	*porcelli*	(Schrank, 1781)		Pou des cobayes
	Phthiraptera	***Haematopinidae***		*Haematopinus*	*suis*	(Linné, 1758)		Pou du porc

© IRD, 2006

Tableau 2 : Inventaire des invertébrés allochtones d'intérêt médical ou vétérinaire introduits en Nouvelle-Calédonie (suite 2)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Noms vernaculaires
	Phthiraptera	***Hoplopleuridae***		*Polyplax*	*spinulosa*	(Burmeister, 1839)		Pou épineux du rat
	Phthiraptera	***Linognathidae***		*Linognathus*	*setosus*	(Von Olfers, 1816)		Pou du chien
	Phthiraptera	***Menoponidae***		*Eomenacanthus*	*stramineus*	(Nitzsch, 1818)		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Menoponidae***		*Menopon*	*gallinae*	Linné, 1758		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Menoponidae***		*Colpocephalum*	*turbinatum*	Denny, 1842		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Pediculidae***		*Pediculus*	*humanus capitis*	De Geer, 1778		Pou de tête
	Phthiraptera	***Pediculidae***		*Pediculus*	*humanus humanus*	Linné, 1758		Pou de l'homme
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Columbicola*	*columbae*	(Linné, 1758)		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Lipeurus*	*caponis*	(Linné, 1758)		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Cuclotogaster*	*heterographus*	(Nitzsch, 1866)		Pou des oiseaux
Insecta	**Phthiraptera**	***Philopteridae***		*Oxylipeurus*	*polytrapezius*	(Burmeister, 1838)		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Goniocotes*	*gallinae*	(De Geer, 1778)		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Goniocotes*	*bidentatus*	(Scopoli, 1763)	*Campanulotes bidentatus*	Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Goniocotes*	*dissimilis*	Denny, 1842		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Goniocotes*	*pavonis*	(Linné, 1758)		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Philopteridae***		*Chelopistes*	*meleagridis*	(Linné, 1758)		Pou des oiseaux
	Phthiraptera	***Phthiridae***		*Pthirus*	*pubis*	(Leach, 1815)		Pou de pubis
	Phthiraptera	***Trichodectidae***		*Trichodectes*	*canis*	(De Geer, 1778)		
	Phthiraptera	***Trichodectidae***		*Damalinia*	*bovis*	(Linné, 1758)	*Bovicola bovis*	Pou des bovins
	Phthiraptera	***Trichodectidae***		*Damalinia*	*caprae*	(Gurlt, 1843)	*Bovicola caprae*	Pou de la chèvre
	Phthiraptera	***Trichodectidae***		*Damalinia*	*equi*	(Denny, 1842)	*Werneckiella equi*	Pou du cheval
	Phthiraptera	***Trichodectidae***		*Damalinia*	*ovis*	(Schrank, 1781)	*Bovicola ovis*	Pou du mouton
	Phthiraptera	***Trichodectidae***		*Felicola*	*subrostrata*	(Nitzsch, 1838)		Pou du chat

© IRD, 2006

Tableau 2 : Inventaire des invertébrés allochtones d'intérêt médical ou vétérinaire introduits en Nouvelle-Calédonie (suite 3)

	ORDRE	**FAMILLE**	**Sous-Famille**	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	**Synonymes**	Noms vernaculaires
Insecta	**Siphanaptera**	***Pulicidae***		*Ctenocephalides*	*canis*	(Curtis, 1826)		Puce du chien
	Siphanaptera	***Pulicidae***		*Ctenocephalides*	*felis*	(Bouché, 1835)		Puce du chat
	Siphanaptera	***Pulicidae***		*Pulex*	*irritans*	(Linné, 1758)		Puce de l'homme
	Siphanaptera	***Pulicidae***	**Xenopsyllinae**	*Xenopsylla*	*cheopis*	(Rothschild, 1903)		Puce orientale du rat
Nematoda	**Dorylaimida**	***Metastrongyloidea***		*Angiostrongylus*	*cantonensis*	(Chen 1935)		
	Spirurida	***Thelaziidae***		*Oxyspirura*	*mansoni*	(Cobbold, 1879)		

© IRD, 2006

Tableau 3 : Inventaire des agents de lutte biologique recensés en Nouvelle-Calédonie

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Noms vernaculaires
Arachnida	Acari Mesostigmata	Phytoseiidae	Amblyseiinae	*Amblyseiulus*	*tamatavensis*	Blommers, 1974		
Arachnida	Acari Mesostigmata	Phytoseiidae	Amblyseiinae	*Proprioseiopsis*	*peltatus*	(van der Merwe, 1968)		
Arachnida	Acari Mesostigmata	Phytoseiidae	Phytoseiinae	*Phytoseiulus*	*macropilis*	(Banks, 1905)		Phytoseide
Arachnida	Acari Mesostigmata	Phytoseiidae	Phytoseiinae	*Phytoseiulus*	*persimilis*	Athias-Henriot, 1957		Phytoséide
Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	Hispinae	*Octotoma*	*scabripennis*	Guérin-Méneville, 1844		
Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	Hispinae	*Uroplata*	*girardi*	Pic, 1934		Chrysomèle du lantana
Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	Chrysomelinae	*Chalcolampra*	*octodecimguttata*	(Fabricius, 1775)	*Phola octodecimguttata*	Chrysomèle du vitex
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae	Chilocorinae	*Chilocorus*	*nigritus*	Fabricius, 1798		
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae	Chilocorinae	*Curinus*	*coeruleus*	Mulsant, 1850		
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae	Coccinellinae	*Olla*	*v-nigrum*	(Mulsant, 1866)		
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae		*Micraspis*	*frenata*	(Erichson, 1842)		
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae		*Pseudoscymnus*	*anomalus*	Chapin, 1965		
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae		*Rhyzobius*	*satelles*	Blackburn, 1892		
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae		*Rhyzobius* sp.				
Insecta	Coleoptera	Histeridae	Dendrophilinae	*Carcinops*	*pumilio*	(Erichson, 1834)	*Carcinops quatuordecimstriata*	
Insecta	Coleoptera	Histeridae	Histerinae	*Pachylister*	*chinensis*	Quesnel, 1806		
Insecta	Coleoptera	Histeridae	Histerinae	*Plaesius*	*javanus*	Erichson, 1834		
Insecta	Coleoptera	Scarabaeidae	Coprinae	*Onthophagus*	*gazella*	(Fabricius, 1787)		Bousier

© IRD, 2006

Tableau 3 : Inventaire des agents de lutte biologique recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 1)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Noms vernaculaires
Insecta	**Coleoptera**	**Scarabaeidae**	**Scarabaeinae**	*Liatongus*	*militaris*	(Castelnau, 1840)		Bousier
Insecta	**Coleoptera**	**Scarabaeidae**	**Scarabaeinae**	*Sisyphus*	*spinipes*	(Thunberg, 1818)		Bousier
Insecta	**Diptera**	**Agromyzidae**	**Agromyzinae**	*Ophiomyia*	*lantanae*	(Froggatt, 1919)		
Insecta	**Diptera**	**Tachinidae**		*Microphtalma*	*europaea*	(Egger, 1860)		
Insecta	**Diptera**	**Tachinidae**	**Tachininae**	*Peribaea*	*orbata*	(Wiedemann, 1830)	*Tachina orbata*	
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Tephritinae**	*Tetreuaresta*	*obscuriventris*	(Loew, 1873)		
Insecta	**Hemiptera**	**Dactylopiidae**		*Dactylopius*	*opuntiae*	(Cockerell, 1896)		
Insecta	**Hemiptera**	**Dactylopiidae**		*Dactylopius*	*tomentosus*	(Lamarck, 1801)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Diaspis*	*echinocacti*	(Bouché, 1833)	*Aspidiotus echinocacti*	Cochenille du figuier de barbarie
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Hypogeococcus*	*pugens*	(Lizer et Trelles, 1942)	*Hypogeococcus festerianus*	
Insecta	**Hemiptera**	**Tingidae**	**Tinginae**	*Teleonemia*	*scrupulosa*	Stål, 1873		
Insecta	**Hymenoptera**	**Aphelinidae**	**Aphelininae**	*Aphytis*	*cochereaui*	De Bach et Rosen, 1976		
Insecta	**Hymenoptera**	**Aphelinidae**	**Aphelininae**	*Aphytis*	*lepidosaphes*	Compere, 1955		
Insecta	**Hymenoptera**	**Aphelinidae**		*Aspidiotiphagus*	*lounsburyi*	Berlese et Paoli, 1916		
Insecta	**Hymenoptera**	**Aphelinidae**	**Coccophaginae**	*Encarsia*	*formosa*	(Gahan, 1924)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Aphelinidae**	**Coccophaginae**	*Encarsia*	*haitiensis*	Dozier, 1932		
Insecta	**Hymenoptera**	**Aphelinidae**		*Eretmocerus*	*eremicus*	Rose et Zolnerowich, 1997		
Insecta	**Hymenoptera**	**Bethylidae**	**Epyrinae**	*Cephalonomia*	*stephanoderis*	Betrem, 1961		

© IRD, 2006

Tableau 3 : Inventaire des agents de lutte biologique recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 2)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Noms vernaculaires
Insecta	**Hymenoptera**	**Aphelinidae**		*Eretmocerus*	*mundus*	Mercet, 1931		
Insecta	**Hymenoptera**	**Braconidae**	**Microgastrinae**	*Apanteles*	*sp.*			
Insecta	**Hymenoptera**	**Braconidae**		*Chelonus*	*sp.* (proche *striatigena*)			
Insecta	**Hymenoptera**	**Braconidae**	**Opiinae**	*Diachasmimorpha*	*longicaudata*	Ashmead, 1905	*Biosteres longicaudata*	
Insecta	**Hymenoptera**	**Braconidae**	**Opiinae**	*Opius*	*oophilus*	(Fullaway, 1951)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Braconidae**	**Opiinae**	*Psyttalia*	*concolor*	(Szépligeti, 1910)	*Opius concolor*	
Insecta	**Hymenoptera**	**Encyrtidae**	**Encyrtinae**	*Ageniaspis*	*citricola*	Logvinovskaya, 1983		
Insecta	**Hymenoptera**	**Encyrtidae**	**Encyrtinae**	*Psyllaephagus*	*yaseeni*	Noyes, 1990		
Insecta	**Hymenoptera**	**Eulophidae**		*Cirrospilus*	*quadristriatus*	(Subba Rao et Ramamani, 1966)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Eulophidae**		*Semielacher*	*petiolatus*	Girault, 1915		
Insecta	**Hymenoptera**	**Eulophidae**	**Eulophinae**	*Tetrastichus*	*brontispae*	(Ferrière, 1933)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Eulophidae**	**Eulophinae**	*Tetrastichus*	*giffardianus*	Silvestri, 1915		
Insecta	**Hymenoptera**	**Eulophidae**	**Eulophinae**	*Tetrastichus*	*hagenowii*	(Ratzeburg, 1852)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Evaniidae**		*Evania*	*appendigaster*	Linné, 1758		Larger ensign wasp
Insecta	**Hymenoptera**	**Scelionidae**	**Scelioninae**	*Trissolcus*	*basalis*	(Wollaston, 1858)		
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**		*Diastema*	*tigris*	Guenée, 1852		

© IRD, 2006

Tableau 3 : Inventaire des agents de lutte biologique recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 3)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Noms vernaculaires
Insecta	**Hymenoptera**	**Sphecidae**	**Sphecinae**	*Ampulex*	*compressa*	(Fabricius, 1781)		
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Phycitinae**	*Cactoblastis*	*cactorum*	(Berg, 1885)	*Zophora cactorum*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Tortricidae**	**Olethreutinae**	*Bactra*	*truculenta*	Meyrick, 1909		
Insecta	**Lepidoptera**	**Tortricidae**	**Olethreutinae**	*Bactra*	*venosana*	(Zeller, 1847)		
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**		*Taeniothrips*	*simplex*	(Morison, 1930)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Oleacinidae**		*Euglandina*	*rosea*	(Férussac, 1821)		Euglandine rose
Mollusca	**Gastropoda**	**Streptaxidae**		*Gonaxis*	*kibweziensis*	(Smith, 1894)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Streptaxidae**		*Gonaxis*	*quadrilateralis*	Preston, 1910		

: espèces établies dans la nature de façon pérenne. en bleu : espèces qui semblent ne pas avoir maintenu de populations pérennes. En rouge :auxiliaires biologiques allochtones non délibérément relâchés

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Annelida Clitellata		**Megascolecidaee**		*Amynthas*	*corticis*	(Kinberg, 1867)		
Arachnida	**AcarinaProstigmata**	**Eriophyidae**	**Eriophyinae**	*Aceria*	*mangiferae*	Sayed, 1946		Acarien du manguier
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Eriophyidae**	**Eriophyinae**	*Aculops*	*lycopersici*	(Massée, 1937)		
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Eriophyidae**	**Eriophyinae**	*Cisaberoptus*	*kenyae*	Keifer, 1966		Acarien du Kenya
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Eriophyidae**	**Eriophyinae**	*Phyllocoptruta*	*oleivora*	(Ashmead, 1879)		Phytopte des agrumes
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tarsonemidae**	**Tarsoneminae**	*Polyphagotarsonemus*	*latus*	(Banks, 1904)		Tarsonème polyphage
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tarsonemidae**	**Tarsoneminae**	*Phytonemus*	*ananas*	(Tryon, 1898)	*Steneotarsonemus ananas*	Acarien de l'ananas
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tenuipalpidae**		*Brevipalpus*	*californicus*	(Banks, 1904)		Acarien californien
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tenuipalpidae**		*Brevipalpus*	*phoenicis*	(Geijskes, 1939)		Acarien du théier
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Eutetranychus*	*banksi*	Mc Gregor, 1914		Acarien texan des agrumes
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Oligonychus*	*biharensis*	(Hirst, 1924)		Acarien du manioc
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Oligonychus*	*coffeae*	(Nietner, 1816)		Acarien rouge du caféier
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Oligonychus*	*thelytokus*	Gutierrez, 1977		Acarien de l'avocatier
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Panonychus*	*citri*	Mc Gregor, 1916		Acarien rouge des agrumes
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Tetranychus*	*lambi*	Pritchard et Baker, 1955		Acarien du bananier

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 1)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Tetranychus*	*marianae*	Mc Gregor, 1950		Acarien des Mariannes
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Tetranychus*	*neocaledonicus*	André, 1933		Tétranyque néo-calédonien
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	**Tetranychidae**	**Tetranychinae**	*Tetranychus*	*urticae*	Koch, 1836		Acarien jaune
Arachnida	**Aranea**	**Eusparrassidae**	**Sparassinae**	*Heteropoda*	*venatoria*	(Linné, 1767)		*Huntman spider*
Arachnida	**Aranea**	**Prodidomidae**		*Prodidomus*	*rufus*	Hentz, 1847	*Prodidomus gulosus*	
Arachnida	**Aranea**	**Pholcidae**		*Physocyclus*	*globosus*	(Taczanowski, 1873)	*Pholcus globosus*	
Arachnida	**Aranea**	**Pholcidae**		*Smeringopus*	*geniculatus*	(White, 1841)	*Pholcus geniculatus*	
Arachnida	**Aranea**	**Salticidae**		*Hasarius*	*adansoni*	(Audouin, 1826)		
Arachnida	**Aranea**	**Salticidae**		*Menemerus*	*bivittatus*	(Dufour, 1831)		
Arachnida	**Aranea**	**Salticidae**		*Plexippus*	*paykulli*	(Audoin, 1826)		
Arachnida	**Aranea**	**Scytodidae**		*Scytodes*	*longipes*	Lucas, 1844	*Scytodes marmorata*	
Arachnida	**Aranea**	**Scytodidae**		*Scytodes*	*striatipes*	(Koch, 1872)		
Arachnida	**Aranea**	**Uloboridae**		*Zosis*	*geniculatus*	(Olivier, 1789)		
Insecta	**Blattodea**	**Blaberidae**	**Oxyhaloinae**	*Nauphoeta*	*cinerea*	(Olivier, 1789)		
Insecta	**Blattodea**	**Blaberidae**	**Pycnoscelinae**	*Pycnoscellus*	*surinamensis*	(Linné, 1758)		Blatte du Surinam
Insecta	**Blattodea**	**Blattellidae**	**Blattellinae**	*Blattella*	*germanica*	Linné, 1758		Blatte germanique
Insecta	**Blattodea**	**Blattelidae**	**Blattellinae**	*Supella*	*supellectilium*	(Serville, 1839)		Blatte rayée, blatte des meubles
Insecta	**Blattodea**	**Blattidae**	**Polyzosteriinae**	*Cutilia*	*soror*	(Brunner, 1865)	*Polyzosteria soror*	
Insecta	**Blattodea**	**Blattidae**	**Blattinae**	*Periplaneta*	*americana*	Linné, 1759		Blatte américaine
Insecta	**Blattodea**	**Blattidae**	**Blattinae**	*Periplaneta*	*australasiae*	(Fabricius, 1775)		
Insecta	**Blattodea**	**Blattidae**	**Blattinae**	*Periplaneta*	*brunnea*	(Burmeister, 1838)		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 2)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Coleoptera**	**Anobiidae**		*Lasioderma*	*serricorne*	(Fabricius, 1792)		Lasioderme du tabac
Insecta	**Coleoptera**	**Anobiidae**		*Stegobium*	*paniceum*	(Linné, 1758)		Vrillette du pain, vrillette boulangère
Insecta	**Coleoptera**	**Anobiidae**		*Xestobium*	*rufovillosum*	De Geer, 1774		Grosse vrillette
Insecta	**Coleoptera**	**Bostrichidae**		*Dinoderus*	*bifoveolatus*	(Wollaston, 1858)		
Insecta	**Coleoptera**	**Bostrichidae**		*Dinoderus*	*minutus*	(Fabricius, 1775)		Foreur du bambou
Insecta	**Coleoptera**	**Bostrichidae**		*Rhizoperta*	*dominica*	Fabricius, 1792		Capucin des grains
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Brentinae-Cyladinae**	*Cylas*	*formicarius*	(Fabricius, 1798)		Charançon de la patate douce
Insecta	**Coleoptera**	**Bruchidae**	**Bruchinae**	*Acanthoscelides*	*obtectus*	(Say, 1831)		Bruche du haricot
Insecta	**Coleoptera**	**Cerambycidae**	**Cerambycinae**	*Ceresium*	*flavipes*	(Fabricius, 1792)	*Ceresium unicolor*, *Ceresium simplex*	Longicorne des agrumes
Insecta	**Coleoptera**	**Cerambycidae**	**Cerambycinae**	*Chlorophorus*	*annularis*	Fabricius, 1787		Longicorne du bambou
Insecta	**Coleoptera**	**Cerambycidae**	**Cerambycinae**	*Xystrocera*	*globosa*	(Olivier, 1795)		Longicorne du pêcher
Insecta	**Coleoptera**	**Cetoniidae**	**Cetoniinae**	*Protaetia*	*fusca*	(Herbst, 1790)		Cétoine des fleurs
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Alticinae**	*Chaetocnema*	*confinis*	Crotch, 1873		Altise de la patate
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Alticinae**	*Psylliodes*	*brettinghami*	Baly, 1862		Altise
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Chrysomelinae**	*Chalcolampra*	*octodecimguttata*	(Fabricius, 1775)	*Phola octodecimguttata*	Chrysomèle du vitex
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Chrysomelinae**	*Chrysophtharta*	*cloelia*	Stål, 1860		Chrysomèle de l'eucalyptus
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Criocerinae**	*Stethopachys*	*javeti*	Baly, 1860		Chrysomèle des orchidées
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Galerucinae**	*Aulacophora*	*indica*	(Gmelin, 1790)	*Aulacophora similis*	Bête jaune
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Galerucinae**	*Monopelta*	*semiviolacea*	Fauvel, 1862		Chrysomèle dorée
Insecta	**Coleoptera**	**Chrysomelidae**	**Hispinae**	*Brontispa*	*longissima*	Gestro, 1885		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 3)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Coleoptera**	**Cleridae**		*Necrobia*	*ruficollis*	(Fabricius, 1775)		Necrobie à col rouge
Insecta	**Coleoptera**	**Cleridae**		*Necrobia*	*rufipes*	(De Geer, 1775)		Necrobie à pattes rouges
Insecta	**Coleoptera**	**Coccinellidae**	**Epilachninae**	*Henosepilachna*	*(sparsa) vigintisexpunctata*	(Boisduval, 1835)	*Epilachna vigintisexpunctata*	Coccinelle à 26 points
Insecta	**Coleoptera**	**Cucujidae**	**Cucujinae**	*Cryptolestes*	*pusillus*	(Schönherr, 1817)	*Laemophloeus pusillus*	Cucujide plat
Insecta	**Coleoptera**	**Cucujidae**	**Cucujinae**	*Cryptolestes*	*ferrugineus*	(Stephens, 1831)	*Cucujus testaceus*	Cucujide roux
Insecta	**Coleoptera**	**Cucujidae**		*Laemophloeus*	*pusillus*	(Schonherr, 1817)		
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Cossoninae**	*Asynonychus*	*cervinus*	Boheman, 1840		Charançon du rosier
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Rhynchophorinae**	*Cosmopolites*	*sordidus*	(Germar, 1824)		Charançon du bananier
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Cryptorhynchinae**	*Euscepes*	*postfasciatus*	(Fairmaire, 1849)		Charançon antillais de la patate douce; *west indian sweet potato weevil*
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Hypocryphalus*	*mangiferae*	(Stebbing, 1914)		Scolyte du manguier
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Hypothenemus*	*birmanus*	(Eichhoff, 1878)		
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Hypothenemus*	*eruditus*	Westwood, 1836		
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Hypothenemus*	*hampei*	(Ferrari, 1867)		Scolyte du café
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Hypothenemus*	*leprieuri*	(Perris, 1866)		
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**		*Lixus*	*mastersi*	(Pascoe, 1874)	*Hypolixus mastersi*	Charançon Hypolixus

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 4)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**		*Orchidophilus*	*aterrimus*	(Waterhouse, 1874)		Charançon des orchidées
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Rhyncophorinae**	*Rhabdoscelus*	*obscurus*	(Boisduval, 1835)		Charançon papou de la canne à sucre
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**		*Sitophilus*	*granarius*	(Linné, 1758)		Charançon du blé
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**		*Sitophilus*	*oryzae*	(Linné, 1763)		Charançon du riz
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**		*Sitophilus*	*zeamais*	Motschulsky, 1855		Charançon du maïs
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Cryptorhynchinae**	*Sternochetus*	*mangiferae*	(Fabricius, 1775)	*Cryptorhynchus mangiferae*	Charançon du manguier
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Xyleborus*	*affinis*	Eichhoff, 1868	*Xyleborus affinis parvus, X. affinis mascarensis, X. affinis fuscobrunneus, X. sacchari, X. subaffinis, X. societatis, X. proximus*	
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Xyleborus*	*ferrugineus*	(Fabricius, 1801)		*Black twig borer*
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Xyleborus*	*perforans*	(Wollaston, 1857)		*Coconut shot-hole borer*
Insecta	**Coleoptera**	**Curculionidae**	**Scolytinae**	*Xylosandrus*	*compactus*	(Eichhoff, 1875)		
Insecta	**Coleoptera**	**Dermestidae**	**Attageniinae**	*Attagenus*	*fasciatus*	(Thunberg, 1775)	*Aethriostoma gloriosae*	
Insecta	**Coleoptera**	**Dermestidae**	**Attageniinae**	*Attagenus*	*piceus*	(Olivier, 1790)		
Insecta	**Coleoptera**	**Dermestidae**	**Dermestinae**	*Dermestes*	*ater*	De Geer, 1774		
Insecta	**Coleoptera**	**Dermestidae**	**Dermestinae**	*Dermestes*	*carnivorus*	Fabricius, 1775		
Insecta	**Coleoptera**	**Dermestidae**	**Dermestinae**	*Dermestes*	*maculatus*	De Geer, 1774		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 5)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Coleoptera**	**Histeridae**	**Dendrophilinae**	*Carcinops*	*troglodytes*	(Paykull, 1811)		
Insecta	**Coleoptera**	**Histeridae**	**Saprinae**	*Saprinus*	*subnitidus*	Marseul, 1855		
Insecta	**Coleoptera**	**Lathridiidae**		*Enicmus*	*minutus*	(Linné, 1758)		
Insecta	**Coleoptera**	**Lathridiidae**		*Holoparamecus*	*kunzei*	(Aubé, 1843)		
Insecta	**Coleoptera**	**Lyctidae**		*Lyctus*	*brunneus*	(Stephens, 1830)		
Insecta	**Coleoptera**	**Mycetophagidae**		*Typhaea*	*stercorea*	(Linné, 1758)		Mycetophage des céréales
Insecta	**Coleoptera**	**Ptinidae**		*Mezium*	*americanum*	Castelnau, 1840		
Insecta	**Coleoptera**	**Ptinidae**		*Ptinus*	*testaceus*	Olivier, 1790		
Insecta	**Coleoptera**	**Scarabaeidae**	**Dynastinae**	*Papuana*	*uninodis*	Prell, 1913		Scarabée du Taro
Insecta	**Coleoptera**	**Scarabaeidae**	**Rutelinae**	*Adoretus*	*versutus*	Harold, 1869		Hanneton défoliateur
Insecta	**Coleoptera**	**Silvanidae**		*Nausibius*	*clavicornis*	(Kugelann, 1794)		
Insecta	**Coleoptera**	**Silvanidae**	**Silvaninae**	*Oryzaephilus*	*surinamensis*	(Linné, 1758)		Cucujide dentelé des grains
Insecta	**Coleoptera**	**Sylvanidae**	**Brontinae**	*Cryptamorpha*	*desjardinsi*	Guérin-Méneville, 1844		
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**	**Tenebrioninae**	*Alphitobius*	*laevigatus*	(Fabricius, 1781)	*Alphitobius piceus*	Petit ténébrion mat
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**	**Tenebrioninae**	*Alphitobius*	*diaperinus*	(Panzer, 1797)		Petit ténébrion
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**		*Gnathocerus*	*cornutus*	(Fabricius, 1798)	*Trogosita cornuta*	
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**		*Gnathocerus*	*maxillosus*	(Fabricius, 1801)		
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**		*Palorus*	*subdepressus*	(Wollaston, 1864)	*Circomus subdepressus*	
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**	**Tenebrioninae**	*Tenebrio*	*molitor*	Linné, 1758		Ténébrion meunier
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**	**Tenebrioninae**	*Tribolium*	*castaneum*	(Herbst, 1797)		Tribolium rouge de la farine

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 6)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Coleoptera**	**Tenebrionidae**	**Tenebrioninae**	*Tribolium*	*confusum*	Jaquelin du Val, 1868		Tribolium brun de la farine
Insecta	**Coleoptera**	**Trogossitidae**	**Trogossitinae**	*Tenebroides*	*mauritanicus*	(Linné, 1758)		
Insecta	**Diptera**	**Agromyzidae**	**Agromyzinae**	*Liriomyza*	*sativae*	Blanchard, 1938		Mineuse maraîchère
Insecta	**Diptera**	**Agromyzidae**	**Agromyzinae**	*Liriomyza*	*pusilla*	(Meigen, 1830)		
Insecta	**Diptera**	**Cecidomyiidae**	**Cecidomyiinae**	*Contarinia*	*sorghicola*	(Coquillet, 1898)		Cécidomyie du sorgho
Insecta	**Diptera**	**Drosophilidae**		*Acletoxenus*	*formosus*	Loew, 1864		
Insecta	**Diptera**	**Drosophilidae**		*Dettopsomyia*	*formosa*	Lamb, 1914		
Insecta	**Diptera**	**Drosophilidae**		*Drosophila*	*sulfurigaster bilimbata*	Bezzi, 1928		
Insecta	**Diptera**	**Drosophilidae**		*Drosophila (Sophophora)*	*ananassae*	Doleschall, 1858		
Insecta	**Diptera**	**Drosophilidae**		*Drosophila (Sophophora)*	*kikkawai*	Burla, 1954		
Insecta	**Diptera**	**Drosophilidae**		*Drosophila (Sophophora)*	*melanogaster*	Meigen, 1830:		Mouche du vinaigre
Insecta	**Diptera**	**Drosophilidae**		*Drosophila (Sophophora)*	*simulans*	Sturtevant, 1919		
Insecta	**Diptera**	**Syrphidae**	**Eristalinae**	*Ornidia*	*obesa*	Fabricius, 1775		
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Dacinae**	*Bactrocera*	*trilineola*	Drew, 1989		Mouche des fruits du Vanuatu
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Dacinae**	*Bactrocera*	*tryoni*	(Froggatt, 1897)		Mouche du Queensland
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Dacinae**	*Bactrocera*	*umbrosa*	(Fabricius, 1805)		Mouche de l'arbre à pain
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Tephritinae**	*Dirioxa*	*pornia*	(Walker, 1849)		Mouche des îles
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Tephritinae**	*Dioxyna*	*sororcula*	(Wiedmann, 1830)		
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Tephritinae**	*Sphaeniscus*	*atilius*	(Walker, 1849)		
Insecta	**Diptera**	**Tephritidae**	**Tephritinae**	*Tetreuaresta*	*obscuriventris*	(Loew, 1873)		
Insecta	**Hemiptera**	**Aleyrodidae**		*Aleyrodicus*	*dispersus*	Russell, 1965		Aleurode spiralante

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 7)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Hemiptera**	**Aleyrodidae**	**Aleyrodinae**	*Bemisia*	*argentifolii*	Bellows & Perring		Aleurode, mouche blanche
Insecta	**Hemiptera**	**Aleyrodidae**	**Aleyrodinae**	*Bemisia*	*giffardi*	(Kotinsky, 1907)	*Aleyrodes giffardi*	
Insecta	**Hemiptera**	**Aleyrodidae**	**Aleyrodinae**	*Bemisia*	*tabaci*	(Gennadius, 1889)	*Bemisia argentifolii*	Aleurode du tabac
Insecta	**Hemiptera**	**Aleyrodidae**	**Aleyrodinae**	*Trialeurodes*	*vaporariorum*	(Westwood, 1856)		Aleurode, mouche blanche
Insecta	**Hemiptera**	**Alydidae**	**Alydinae**	*Riptortus*	*annulicornis*	(Boisduval, 1835)		
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Aphis*	*craccivora*	Koch, 1854		Puceron noir de la luzerne
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Aphis*	*gossypii*	Glover, 1877		Puceron du Cotonnier
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Aphis*	*spiraecola*	Patch, 1914		Puceron des Spirées
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Myzus*	*persicae*	(Sulzer, 1776)		Puceron vert du pêcher
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Pentalonia*	*nigronervosa*	Coquerel, 1859		Puceron noir du bananier
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Rhopalosiphum*	*maidis*	(Fitch, 1856)		Puceron vert du maïs
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Rhopalosiphum*	*padi*	(Linné, 1758)		Puceron du merisier à grappe
Insecta	**Hemiptera**	**Aphididae**	**Aphidinae**	*Toxoptera*	*aurantii*	(Boyer de Fonscolombe, 1841)		Puceron noir des agrumes
Insecta	**Hemiptera**	**Asterolecaniidae**		*Asterolecanium*	*pustulans*	(Cockerell, 1892)		Cochenille du bambou
Insecta	**Hemiptera**	**Asterolecaniidae**		*Bambusaspis*	*bambusae*	(Boisduval, 1869)		Cochenille du bambou
Insecta	**Hemiptera**	**Cicadellidae**	**Cicadellinae**	*Cofana*	*spectra*	(Distant, 1908)	*Cicadella spectra*	
Insecta	**Hemiptera**	**Cicadellidae**	**Typhlocybinae**	*Empoasca*	*vitis*	(Goethe, 1875)	*Empoasca flavescens*	Petite cicadelle verte

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 8)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*ceriferus*	(Fabricius, 1798)		Cochenille cireuse
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*destructor*	Newstead, 1917		Cochenille destructrice
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*floridensis*	Comstock, 1881		
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*rubens*	Maskell, 1893		Cochenille rose
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**		*Chloropulvinaria*	*psidii*	Maskell, 1893	*Pulvinaria psidii*	Pulvinaire du goyavier
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Coccus*	*longulus*	(Douglas, 1887)		Cochenille allongée
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Coccus*	*viridis*	(Green, 1889)		Cochenille verte
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Coccus*	*hesperidum*	Linné, 1758		Pou des Hespérides
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**		*Eucalymnatus*	*tesselatus*	(Signoret, 1874)		Cochenille brune
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**		*Milviscutulus*	*mangiferae*	(Green, 1889)		Cochenille du manguier
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Parasaissetia*	*nigra*	(Nietner, 1861)	*Saissetia nigra*	Cochenille noire
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Pulvinaria*	*urbicola*	Cockerell,1893		
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Saissetia*	*coffeae*	(Walker, 1852)		Cochenille du café
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Saissetia*	*miranda*	(Cockerell et Parrott, 1899)		Cochenille noire mexicaine
Insecta	**Hemiptera**	**Coccidae**	**Coccinae**	*Saissetia*	*oleae*	(Olivier, 1791)		Cochenille de l'olivier
Insecta	**Hemiptera**	**Coreidae**	**Coreinae**	*Amblypelta*	*bilineata*	Stål, 1873		Punaise de l'avocat
Insecta	**Hemiptera**	**Coreidae**	**Coreinae**	*Fabrictilis*	*gonagra*	(Fabricius, 1775)	*Leptoglossus gonagra, Leptoglossus australis*	Punaise noire
Insecta	**Hemiptera**	**Coreidae**		*Myctis*	*profana*	(Fabricius)		Punaise croix
Insecta	**Hemiptera**	**Delphacidae**	**Delphacinae**	*Tarophagus*	*proserpina*	(Kirkaldy, 1907)		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 9)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Hemiptera**	**Derbidae**		*Zoraida*	*essingtonii porphyrion*	Fennah, 1969		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Abgrallaspis*	*cyanophylli*	(Signoret, 1869)	*Aspidiotus cyanophylli*	
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Agrophaspis*	*buxtoni*	(Laing, 1933)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Aonidiella*	*aurantii*	(Maskell, 1879)		Pou rouge de Californie
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Aspidiotus*	*cochereaui*	Matile-Ferrero & Balachowsky 1973		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Aspidiotus*	*destructor*	(Signoret, 1869)		Cochenille du cocotier
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Aspidiotus*	*nerii*	Bouché, 1833		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Aulacaspis*	*sumatrensis*	Green, 1930		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Carulaspis*	*giffardi*	(Adachi et Fullaway, 1953)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Chrysomphalus*	*aonidum*	(Linné, 1758)	*Chrysomphalus ficus*	Pou rouge de Floride
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Chrysomphalus*	*dictyospermi*	(Morgan, 1889)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Diaspidiotus*	*perniciosus*	(Comstock, 1881)	*Quadraspidiotus perniciosus*	Pou de San-José
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Diaspis*	*casuarinae*	Williams et Watson, 1988		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Fiorinia*	*fioriniae*	(Targioni Tozzetti, 1867)		Cochenille de l'avocatier
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Hemiberlesia*	*lataniae*	(Signoret, 1869)		Cochenille du latanier
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Hemiberlesia*	*rapax*	(Comstock, 1881)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Howardia*	*biclavis*	(Comstock, 1883)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Ischnaspis*	*longirostris*	(Signoret, 1882)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Lepidosaphes*	*beckii*	(Newman, 1869)		Cochenille virgule

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 10)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Lepidosaphes*	*gloverii*	(Packard, 1869)		Cochenille de Glover
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Lindingaspis*	*rossi*	(Maskell, 1891)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Lopholeucaspis*	*cockerelli*	(Grandpré et Charmoy, 1899)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Morganella*	*longispina*	(Morgan, 1889)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Parlatoria*	*cinerea*	Hadden, 1909		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Parlatoria*	*proteus*	(Curtis, 1843)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Pinnaspis*	*aspidistrae*	(Signoret, 1869)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Pinnaspis*	*strachani*	(Cooley, 1899)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**		*Pseudaonidia*	*trilobitiformis*	(Green, 1896)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Pseudaulacaspis*	*cockerelli*	(Cooley, 1897)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Pseudaulacaspis*	*pentagona*	(Targioni Tozzetti, 1886)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Radionaspis*	*indica*	(Marlatt, 1908)		
Insecta	**Hemiptera**	**Diaspididae**	**Diaspidinae**	*Unaspis*	*citri*	(Comstock, 1883)		Cochenille des agrumes
Insecta	**Hemiptera**	**Lygaeidae**	**Lygaeinae**	*Graptostethus*	*servus*	(Fabricius, 1787)		Punaise du poivron
Insecta	**Hemiptera**	**Margarodidae**	**Margarodinae**	*Icerya*	*purchasi*	Maskell, 1876		Cochenille australienne
Insecta	**Hemiptera**	**Margarodidae**	**Margarodinae**	*Icerya*	*seychellarum*	(Westwood, 1855)		Cochenille des Seychelles
Insecta	**Hemiptera**	**Margarodidae**	**Margarodinae**	*Steatococcus*	*samaraius*	Morrison, 1927		
Insecta	**Hemiptera**	**Margarodidae**	**Margarodinae**	*Tessarobelus*	*guerini*	Montrouzier, 1864		
Insecta	**Hemiptera**	**Miridae**	**Bryocorinae**	*Nesidiocoris*	*tenuis*	(Reuter, 1895)	*Cyrtopeltis tenuis*	Miride de la tomate
Insecta	**Hemiptera**	**Ortheziidae**	**Ortheziinae**	*Nipponorthezia*	*guadalcanalia*	Morrison, 1952		
Insecta	**Hemiptera**	**Ortheziidae**	**Ortheziinae**	*Orthezia*	*insignis*	Browne, 1887		
Insecta	**Hemiptera**	**Pemphigidae**		*Cerataphis*	*lataniae*	(Boisduval, 1867)		Puceron du cocotier
Insecta	**Hemiptera**	**Pentatomidae**	**Pentatominae**	*Nezara*	*viridula*	(Linné, 1758)		Punaise verte
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Antonina*	*graminis*	(Maskell, 1897)		
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Brevenia*	*rehi*	(Lindinger, 1917)		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 11)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Dysmicoccus*	*boninsis*	(Kuwana, 1909)		Cochenille grise de la canne à sucre
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Dysmicoccus*	*brevipes*	(Cockerell, 1893)		Cochenille de l'ananas
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Ferrisia*	*virgata*	(Cockerell, 1893)		Cochenille striée
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Ferrisia*	*consobrina*	Williams et Watson, 1988		
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Heliococcus*	*summervillei*	Brookes, 1978		Cochenille des pâturages
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Maconellicoccus*	*hirsutus*	(Green, 1908)		Cochenille rose de l'hibiscus, Pou des hibiscus
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Nipaecoccus*	*viridis*	(Newstead, 1894)		Cochenille filamenteuse
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Palmicultor*	*palmarum*	(Ehrhorn, 1916)		
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Phenacoccus*	*parvus*	Morrison, 1924		
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Planococcus*	*citri*	(Risso, 1813)		Pou des agrumes
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Planococcus*	*pacificus*	Cox, 1981		
Insecta	**Hemiptera**	**Pseudococcidae**	**Pseudococcinae**	*Pseudococcus*	*longispinus*	(Targioni Tozzetti, 1867)		Pou des serres
Insecta	**Hemiptera**	**Psyllidae**	**Psyllinae**	*Heteropsylla*	*cubana*	Crawford, 1914	*Heteropsylla incisa*	Psylle du faux mimosa
Insecta	**Hemiptera**	**Psyllidae**	**Psyllinae**	*Mesohomotoma*	*hibisci*	(Froggatt, 1901)		Psylle de l'hibiscus
Insecta	**Hemiptera**	**Scutellaridae**		*Tectocoris*	*diophtalmus*	(Thunberg, 1783)		Punaise Harlequin du cotonnier
Insecta	**Hymenoptera**	**Apidae**	**Apinae**	*Apis*	*mellifera carnica*	Pollmann 1879		
Insecta	**Hymenoptera**	**Apidae**	**Apinae**	*Apis*	*mellifera ligustica*	Spinola, 1806		Abeille italienne
Insecta	**Hymenoptera**	**Apidae**	**Apinae**	*Apis*	*mellifera mellifera*	Linné, 1758		Abeille noire
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Ponerinae**	*Anochetus*	*graeffei*	Mayr 1870	*Anochetus punctiventris oceanicus*	

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 12)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Anoplolepis*	*gracilipes*	(Smith, 1857)	*Anoplolepis longipes*	*Yellow crazy ant*
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Brachymyrmex*	*obscurior*	Forel, 1893		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Cardiocondyla*	*emeryi*	Forel, 1881		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Cardiocondyla*	*wroughtoni*	(Forel, 1890)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Ponerinae**	*Hypoponera*	*elliptica*	(Forel, 1900)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Ponerinae**	*Hypoponera*	*opaciceps*	(Mayr, 1887)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Ponerinae**	*Hypoponera*	*punctatissima*	(Roger, 1859)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Monomorium*	*floricola*	(Jerdon, 1851)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Odontomachus*	*simillimus*	Smith F., 1858		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Paratrechina*	*bourbonica*	(Forel, 1886)	*Nylanderia bourbonica*	
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Paratrechina*	*longicornis*	(Latreille, 1802)		*Black crazy ant*
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Paratrechina*	*vaga*	(Forel, 1901)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*megacephala*	Fabricius, 1793		Fourmi noire à grosse tête
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Formicinae**	*Plagiolepis*	*alluaudi*	Emery, 1894		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Solenopsis*	*geminata*	(Fabricius, 1804)	*Solenopsis geminata rufa*	Fourmi rouge
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Strumigenys*	*emmae*	(Emery, 1890)	*Quadristruma emmae*	
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Strumigenys*	*godeffroyi*	Mayr, 1866		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Strumigenys*	*rogeri*	Emery, 1890		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Dolichoderinae**	*Tapinoma*	*melanocephalum*	(Fabricius, 1793)		Fourmi fantome
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Dolichoderinae**	*Technomyrmex*	*albipes*	(Smith, 1861)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Tetramorium*	*bicarinatum*	(Nylander, 1846)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Tetramorium*	*insolens*	(Smith, 1861)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Tetramorium*	*simillimum*	(Smith, 1851)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Tetramorium*	*tonganum*	(Mayr, 1870)		
Insecta	**Hymenoptera**	**Formicidae**	**Myrmicinae**	*Wasmannia*	*auropunctata*	(Roger, 1863)		Fourmi électrique

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 13)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Hymenoptera**	**Pergidae**	**Phylacteophaginae**	*Phylacteophaga*	*froggatti*	Riek, 1955		
Insecta	**Hymenoptera**	**Sphecidae**	**Sphecinae**	*Sceliphron*	*fuscum*	Klug, 1798		
Insecta	**Hymenoptera**	**Vespidae**	**Eumeninae**	*Delta*	*xanthurum xanthurum*	(Saussure, 1852)		Guêpe maçonne
Insecta	**Hymenoptera**	**Vespidae**	**Polistinae**	*Polistes*	*olivaceus*	(de Geer, 1773)		Guêpe jaune
Insecta	**Hymenoptera**	**Vespidae**	**Polistinae**	*Polistes*	*stigma townsvillensis*	Giordani Soika, 1975		Guêpe brune
Insecta	**Hymenoptera**	**Vespidae**	**Polistinae**	*Polistes*	*macaensis*	(Fabricius, 1793)		
Insecta	**Isoptera**	**Kalotermitidae**		*Cryptotermes*	*brevis*	(Walker, 1853)		Termite du bois sec
Insecta	**Isoptera**	**Rhinotermitidae**		*Coptotermes*	*grandiceps*	Snyder, 1949		Termite à béton
Insecta	**Lepidoptera**	**Agonoxenidae**	**Agonoxeninae**	*Agonoxena*	*argaula*	Meyrick, 1921		Mineuse du cocotier
Insecta	**Lepidoptera**	**Carposinidae**		*Coscinoptycha*	*improbana*	Meyrick, 1881		Teigne australienne du goyavier
Insecta	**Lepidoptera**	**Cosmopterigidae**		*Pyroderces*	*falcatella*	(Stainton, 1859)	Pyroderces spodoctha	Mineuse du noyau
Insecta	**Lepidoptera**	**Cosmopterigidae**		*Pyroderces*	*rileyi*	(Walsingham, 1882)	Sathrobrota stigmatophora	Mineuse de l'ananas
Insecta	**Lepidoptera**	**Crambidae**	**Pyraustinae**	*Crocidolomia*	*pavonana*	(Fabricius, 1774)	*Crocidolomia binotalis*	Chenille défoliatrice
Insecta	**Lepidoptera**	**Crambidae**	**Pyraustinae**	*Herpetogramma*	*licarsisalis*	(Walker, 1859)		
Insecta	**Lepidoptera**	**Crambidae**	**Pyraustinae**	*Sceliodes*	*cordalis*	(Doubleday, 1843)		Foreur des fruits
Insecta	**Lepidoptera**	**Gelechiidae**	**Gelechiinae**	*Phthorimaea*	*operculella*	(Zeller, 1873)		Teigne de la pomme de terre
Insecta	**Lepidoptera**	**Geometridae**		*Ascotis*	*selenaria*	Denis et Schiffermüller, 1775		Petit géomètre du litchi
Insecta	**Lepidoptera**	**Geometridae**		*Thalassodes*	*pilaria*	Guenée, 1857		Géomètre du litchi
Insecta	**Lepidoptera**	**Gracillariidae**	**Phyllocnistinae**	*Phyllocnistis*	*citrella*	Stainton, 1856		Mineuse des agrumes
Insecta	**Lepidoptera**	**Lycaenidae**		*Deudorix*	*epijarbas*	(Moore, 1858)		Lycène du litchi

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 14)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Catocalinae**	*Achaea*	*janata*	(Linné, 1758)	*Phalaena melicarta*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Noctuinae**	*Agrotis*	*ipsilon*	(Hufnagel, 1766)		Vers gris
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**		*Chlumethia*	*euthysticha*	(Turner, 1941)		Foreur du manguier
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Plusiinae**	*Chrysodeixis*	*eriosoma*	(Doubleday, 1843)	*Pluisia eriosoma*	Chenille verte arpenteuse, *Green semi looper*
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Chloephorinae**	*Earias*	*vittella*	(Fabricius, 1794)	*Earias fabia*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Catocalinae**	*Eudocima*	*fullonia*	(Clerck, 1874)	*Othreis fullonia*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Catocalinae**	*Eudocima*	*materna*	(Linné, 1767)	*Othreis materna*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Catocalinae**	*Eudocima*	*salaminia*	(Cramer, 1777)		
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Heliothinae**	*Helicoverpa*	*armigera*	(Hübner, 1808)	*Heliothis armigera*	Noctuelle de la tomate
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Eutelinae**	*Penicillaria*	*jocosatrix*	Guenée, 1852	*Bombotelia jocosatrix*	Chenille des pousses de manguier ; *Mango shoot caterpillar*
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Catocalinae**	*Ophiusa*	*coronata*	(Fabricius, 1775)	*Anua ponderosa*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Catocalinae**	*Serrodes*	*campana*	Guenée, 1852		
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Catocalinae**	*Serrodes*	*mediopallens*	Prout, 1924		
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Acronictinae**	*Spodoptera*	*exempta*	(Fabricius, 1775)		
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Acronictinae**	*Spodoptera*	*litura*	(Fabricius, 1775)		Chenille du tabac
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Acronictinae**	*Spodoptera*	*mauritia*	(Boisduval, 1833)		
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Hadeninae**	*Tiracola*	*plagiata*	(Walker, 1857)		
Insecta	**Lepidoptera**	**Noctuidae**	**Plusiinae**	*Trichoplusia*	*orichalcea*	(Fabricius, 1775)		Chenille arpenteuse
Insecta	**Lepidoptera**	**Papilionidae**	**Papilioninae**	*Papilio*	*anactus*	MacLeay, 1826		Papillon vert des agrumes
Insecta	**Lepidoptera**	**Pieridae**	**Pierinae**	*Pieris*	*rapae*	(Linné, 1758)		Piéride de la rave
Insecta	**Lepidoptera**	**Plutellidae**	**Plutellinae**	*Plutella*	*xylostella*	(Linné, 1758)		Teigne des crucifères
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Galleriinae**	*Achroia*	*grisella*	(Fabricius, 1794)		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 15)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**		*Assara*	*albicostalis*	Walker, 1863	Ephestia albicostalis	Pyrale du litchi
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Galleriinae**	*Galleria*	*mellonella*	(Linné, 1758)		Grande fausse teigne
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Galleriinae**	*Tirathaba*	*rufivena*	(Walker, 1864)		Pyrale du cocotier
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Phycitinae**	*Ephestia*	*elutella*	(Hübner, 1796)		Pyrale du tabac
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Phycitinae**	*Ephestia*	*kuehniella*	(Zeller, 1879)		Teigne de la farine
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Phycitinae**	*Maruca*	*vistrata*	(Geyer, 1832)	*Maruca testulalis*	Pyrale du haricot
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Pyraustinae**	*Diaphania*	*indica*	(Saunders, 1851)	*Palpita indica*	Pyrale du concombre
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Pyraustinae**	*Hymenia*	*recurvalis*	Fabricius, 1775		Chenille défoliatrice
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidea**	**Spilomelinae**	*Hellula*	*undalis*	(Fabricius, 1781)		Foreur du chou
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**		*Nacoleia*	*octasema*	(Meyrick, 1886)	*Lamprosema octasema*	Pyrale du bananier
Insecta	**Lepidoptera**	**Pyralidae**	**Pyraustinae**	*Omiodes*	*diemenalis*	(Guenée, 1854)	*Lamprosema diemenalis*	Tordeuse du soja
Insecta	**Lepidoptera**	**Sphingidae**	**Sphinginae**	*Agrius*	*convolvuli*	(Linné, 1758)		Sphinx du liseron
Insecta	**Lepidoptera**	**Sphingidae**	**Macroglossinae**	*Hippotion*	*boerhaviae*	(Fabricius, 1775)	*Sphinx thyelia*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Sphingidae**	**Macroglossinae**	*Hippotion*	*celerio*	(Linné, 1758)		Sphinx du taro
Insecta	**Lepidoptera**	**Sphingidae**	**Macroglossinae**	*Hippotion*	*scrofa*	Boisduval, 1832	*Chaerocampa ignea*	
Insecta	**Lepidoptera**	**Sphingidae**	**Macroglossinae**	*Gnathothlibus*	*erotus*	(Cramer, 1777)		Sphinx tropical de la vigne
Insecta	**Lepidoptera**	**Tortricidae**		*Cryptophlebia*	*ombrodelta*	(Lower, 1898)	*Arotrophora ombrodelta*	Foreur de la noix de Macadamia
Insecta	**Lepidoptera**	**Tortricidae**		*Dudua*	*aprobola*	(Meyrick, 1886)		Tordeuse du manguier
Insecta	**Lepidoptera**	**Tortricidae**		*Epiphyas*	*postvittana*	(Walker, 1863)	*Austrotortrix postvittana*	Tordeuse de la pomme

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 16)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Insecta	**Lepidoptera**	**Yponomeutidae**	**Praydinae**	*Prays*	*nephelomima*	Meyrick, 1907		Teigne des fleurs du citronnier
Insecta	**Lepidoptera**	**Yponomeutidae**		*Rhigognostis*	*sera*	(Meyrick, 1885)	*Plutella sera*	
Insecta	**Mantodea**	**Mantidae**		*Tenodera*	*costalis*	(Blanchard, 1853)		
Insecta	**Orthoptera**	**Myrmecophilidae**	**Myrmecophilinae**	*Myrmecophilus*	*quadrispina*	Perkins, 1899		
Insecta	**Phasmatodea**	**Phasmatidae**	**Platycraninae**	*Graeffae*	*crouanii*	Le Guillou, 1841		Phasme du cocotier
Insecta	**Psocoptera**	**Liposcelididae**	**Liposcelidinae**	*Liposcelis*	*divinatorius*	(Müller, 1776)		
Insecta	**Thysanoptera**	**Phlaeothripidae**	**Phlaeothripinae**	*Haplothrips*	*gowdeyi*	(Franklin, 1908)		
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**	**Thripinae**	*Frankliniella*	*occidentalis*	(Pergande, 1895)		Thrips californien
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**	**Thripinae**	*Frankliniella*	*schultzei*	(Trybom, 1910)		
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**	**Panchaetothripinae**	*Heliothrips*	*haemorrhoidalis*	(Bouché, 1833)		Thrips des serres
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**		*Hercinothrips*	*bicinctus*	(Bagnall, 1919)		
Insecta	**Thysanoptera**	**Phlaeothripidae**	**Phlaeothripinae**	*Karnyothrips*	*melaleucus*	(Bagnall, 1911)		
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**		*Pezothrips*	*kellyanus*	(Bagnall, 1916)		
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**		*Scirtothrips*	*albomaculatus*	Bianchi, 1945		Thrips
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**		*Scirtothrips*	*dorsalis*	Hood, 1919		Thrips jaune du théier
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**		*Selenothrips*	*rubrocinctus*	(Giard, 1901)		Thrips à bandes rouges
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**	**Thripinae**	*Thrips*	*hawaiiensis*	(Morgan, 1913)		Thrips hawaiien
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**	**Thripinae**	*Thrips*	*imaginis*	Bagnall, 1926		
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**	**Thripinae**	*Thrips*	*palmi*	Karny, 1925		
Insecta	**Thysanoptera**	**Thripidae**	**Thripinae**	*Thrips*	*tabaci*	Lindeman, 1888		
Mollusca	**Gastropoda**	**Achatinidae**		*Achatina*	*fullica*	Bowdich, 1822		Achatine, escargot géant africain
Mollusca	**Gastropoda**	**Agriolimacidae**	**Agriolimacinae**	*Deroceras*	*laeve*	(Müller, 1774)		*Meadow slug*
Mollusca	**Gastropoda**	**Bradybaenidae**	**Bradybaeninae**	*Bradybaena*	*similaris*	(Férussac, 1821)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Bulimulidae**		*Rachistia*	*histrio*	(Pfeiffer, 1854)		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 17)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Mollusca	**Gastropoda**	**Ferrussaciidae**	**Ferrussaciinae**	*Cecilioides*	*aperta*	(Swainson, 1840)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Helicarionidae**		*Coneuplecta*	*calculosa*	(Gould, 1852)	*Helix calculosa*	
Mollusca	**Gastropoda**	**Helicarionidae**		*Diastole*	*conula*	Pease		
Mollusca	**Gastropoda**	**Helicarionidae**		*Liardetia*	*samoensis*	(Mousson, 1865)	*Nanina samoensis*	
Mollusca	**Gastropoda**	**Helicidae**	**Helicinae**	*Cantareus*	*aspersus*	(Müller, 1774)	*Helix aspersa, Cornu aspersus*	Escargot de Bourgogne
Mollusca	**Gastropoda**	**Oleacinidae**		*Varicella*	sp.			
Mollusca	**Gastropoda**	**Pupillidae**		*Gastrocopta*	*pediculus*	(Shuttleworth, 1852)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Pupillidae**		*Gastrocopta*	*servilis*	(Gould, 1843)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Pupillidae**		*Pupisoma*	*dioscoricola*	(Adams, 1845)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Sagdidae**		*Lacteoluna*	*sp.*			
Mollusca	**Gastropoda**	**Subulinidae**	**Subulininae**	*Allopeas*	*gracile*	(Hutton, 1834)	*Opeas oparanum*	*Graceful Awlsnail*
Mollusca	**Gastropoda**	**Subulinidae**	**Subulininae**	*Lamellaxis*	*gracilis*	(Hutton, 1834)		
Mollusca	**Gastropoda**	**Subulinidae**	**Subulininae**	*Lamellaxis*	*micra*	(Orbigny, 1835)		*Tiny Awlsnail*
Mollusca	**Gastropoda**	**Subulinidae**		*Opeas*	*oparanum*			
Mollusca	**Gastropoda**	**Subulinidae**	**Subulininae**	*Pseudopeas*	*tuckeri*	Pfeiffer, 1846		
Mollusca	**Gastropoda**	**Subulinidae**	**Subulininae**	*Subulina*	*octona*	(Bruguière, 1789)	*Bulimus octona*	
Mollusca	**Gastropoda**	**Thiaridae**	**Thiarinae**	*Thiara*	*amarula*	Linné, 1758	*Helix amarula; Thiara amaruloidea*	
Mollusca	**Gastropoda**	**Tornatellidae**	**Tornatellininae**	*Elasmias*	*apertum*	Pease, 1864	*Tornatellina aperta*	
Mollusca	**Gastropoda**	**Veronicellidae**		*Laevicaulis*	*alte*	(Ferussac, 1821)	*Vaginulus alte*	
Mollusca	**Gastropoda**	**Veronicellidae**		*Vaginula*	*plebeius*	(Fisher, 1868)	*Angustipes plebeius*	
Mollusca	**Gastropoda**	**Zonitidae**	**Zonitinae**	*Hawaiia*	*minuscula*	(Binney, 1840)		*Minute gem snail*
Nematoda	**Dorylaimida**	**Longidoridae**		*Xiphinema*	*attorodorum*	Luc, 1961		
Nematoda	**Dorylaimida**	**Longidoridae**		*Xiphinema*	*brasiliense*	Lordello, 1951		
Nematoda	**Dorylaimida**	**Longidoridae**		*Xiphinema*	*brevicolle*	Lordello & Da Costa, 1961		
Nematoda	**Dorylaimida**	**Longidoridae**		*Xiphinema*	*elongatum*	Schuurmans Stekhoven & Teunissen, 1938		

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

© IRD, 2006

Tableau 4 : Autres invertébrés terrestres allochtones recensés en Nouvelle-Calédonie (suite 18)

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteurs	Synonymes	Nom vernaculaire
Nematoda	**Dorylaimida**	**Longidoridae**		*Xiphinema*	*krugi*	(Cobb, 1893)		
Nematoda	**Tylenchida**	**Hoplolaimidae**	**Hoplolaiminae**	*Helicotylenchus*	*dihystera*	Cobb, 1893		
Nematoda	**Tylenchida**	**Hoplolaimidae**	**Hoplolaiminae**	*Helicotylenchus*	*multicinctus*	Cobb, 1893		
Nematoda	**Tylenchida**	**Criconematidae**	**Criconematinae**	*Hemicriconemoides*	*mangiferae*	Siddiqi, 1961		
Nematoda	**Tylenchida**	**Meloidogynidae**	**Meloidogyninae**	*Meloidogyne*	*incognita*	(Kofoid et White, 1919)		Nématode à galles
Nematoda	**Tylenchida**	**Meloidogynidae**	**Meloidogyninae**	*Meloidogyne*	*javanica*	(Treub, 1885)		
Nematoda	**Tylenchida**	**Meloidogynidae**	**Meloidogyninae**	*Meloidogyne*	*mayaguensis*	Rammah & Hirschmann, 1988		Nématode à galles du goyavier
Nematoda	**Tylenchida**	**Pratylenchidae**	**Pratylenchinae**	*Pratylenchus*	*brachyurus*	(Godfrey, 1929)		
Nematoda	**Tylenchida**	**Pratylenchidae**	**Pratylenchinae**	*Radopholus*	*similis*	Cobb, 1893		Nématode du bananier
Nematoda	**Tylenchida**	**Tylenchidae**		*Rotylenchulus*	*reniformis*	Linford & Oliveira, 1940		
Nematoda	**Tylenchida**	**Tylenchidae**	**Tylenchulinae**	*Tylenchus*	*semipenetrans*	Cobb, 1913		Nématode des agrumes

En rouge : les organismes présents aujourd'hui dans l'archipel, alors qu'ils figurent toujours sur la liste des organismes interdits à l'importation (Anonyme 1996).
En bleu : les espèces introduites délibérément en Nouvelle-Calédonie

 © IRD, 2006

QUESTION 2

Les invertébrés menaçants pour l'archipel néo-calédonien : recommandations pour leur prévention

Hervé JOURDAN[1]

[1] IRD – UMR 022 CBGP (Centre de Biologie et Gestion des Populations), Laboratoire Zoologie appliquée, BP A5 - 98848 Nouméa Cédex –Nouvelle-Calédonie – Courriel : Herve.jourdan@noumea.ird.nc

« *Human activities are not random in their negative and positive impacts on biotas. Emerging evidence shows that most species are declining as a result of human activities (losers) and are being replaced by a much smaller number of expanding species that thrive in human-altered environments (winners). The result will be a more homogenized biosphere with lower diversity at regional and global scales* »

M.L. McKinney et J.L. Lockwood, 1999

Résumé

Le développement économique actuel de la Nouvelle-Calédonie, couplé à l'augmentation des échanges commerciaux avec les pays voisins, conduit inexorablement à une augmentation des flux d'espèces candidates à une introduction (volontaire ou accidentelle), notamment pour les invertébrés envahissants ou potentiellement envahissants. Une attention toute particulière doit donc être portée aux espèces non encore présentes dans l'archipel néo-calédonien, mais reconnues comme étant des envahisseurs majeurs dans d'autres contextes insulaires et/ou d'autres régions, si l'on veut non seulement préserver les conditions pour un développement économique durable en Nouvelle-Calédonie mais aussi garantir la préservation de la biodiversité exceptionnelle de l'archipel.

Sur la base de recherches bibliographiques, nous dressons ici une liste de 541 taxons d'invertébrés susceptibles d'être introduits en Nouvelle-Calédonie. Cette liste comprend une majorité d'insectes (475 niveaux taxonomiques), pour la plupart phytophages, mais également des arachnides (29 taxons concernés), des mollusques (20 taxons concernés) et des nématodes (17 taxons concernés). Cet inventaire pourrait être utilisé comme une liste d'organismes interdits à l'importation. Cependant, pour les invertébrés, les capacités immédiates de diagnostics sont faibles, aussi, nous recommandons également de promouvoir des analyses de risques sur les voies d'entrée potentielles des principales menaces. En effet, il est plus facile de surveiller les voies d'entrée que de rechercher les espèces elles-mêmes, et d'imposer des mesures phytosanitaires adaptées pour pallier les risques d'introduction associées.

Enfin, nous rappelons que les mesures qui doivent être prises pour limiter les introductions d'espèces allochtones depuis l'extérieur du territoire, doivent également être mises en application au sein du territoire, compte tenu de la problématique « archipel » de la Nouvelle-Calédonie, avec des spécificités inter-îles fortes. Cependant, un effort d'acquisition de connaissances concernant la distribution des allochtones est nécessaire pour espérer implémenter des mesures de contrôle sur les mouvements inter-îles.

Introduction : contexte et objectifs

Dans un monde globalisé, les invasions biologiques sont une menace environnementale grandissante, longtemps sous-estimée. Le développement du commerce international, la réduction des barrières douanières (et des contrôles phytosanitaires), associés à l'accélération des transports et des capacités d'échanges, sont à l'origine d'un transfert d'espèces entre territoires jamais observé au cours de l'histoire du vivant (Pimentel et *al.*, 2000 ; Kiritani, 2001 ; Work et *al.*, 2005). Silencieusement, partout sur la planète, les faunes et les flores se banalisent sous la pression d'envahisseurs dispersés par les activités humaines (McKinney et Lockwood, 1999 ; Mack et *al.,* 2000). Du point de vue des populations humaines, les espèces déplacées représentent un risque sanitaire, agricole et environnemental, synonyme de

pertes de ressources, de surcoûts pour les économies concernées, voire de pertes de patrimoine (disparition d'espèces). Cette situation est particulièrement sensible dans le Pacifique où des îles doivent faire face à un « bombardement » d'espèces nouvelles, alors que leurs frontières sont difficiles à défendre. Ces îles offrent des écosystèmes fragiles, avec des populations humaines aux limites de l'équilibre avec l'environnement. L'évaluation de ce risque apparaît aujourd'hui prioritaire, dans la perspective d'une gestion de l'environnement insulaire. Ainsi, le développement économique de la Nouvelle-Calédonie, associé à l'augmentation des échanges avec les pays voisins, conduit inexorablement à une augmentation (volontaire ou accidentelle) du nombre d'introductions d'espèces dont certaines ont, ou auront, un potentiel envahissant. Une attention toute particulière doit donc être portée aux espèces envahissantes non encore présentes (voir la contribution précédente), en particulier celles considérées comme espèces envahissantes majeures dans d'autres archipels, îles et pays de la ceinture tropicale. Nous présentons ici des informations relatives aux invertébrés candidats à l'introduction en Nouvelle-Calédonie, et des recommandations pour tenter de réduire le risque de leur arrivée.

Méthode retenue

Actuellement, il existe une liste d'organismes nuisibles dont l'introduction est interdite en Nouvelle-Calédonie. Cette liste est l'objet d'une délibération du Gouvernement de Nouvelle-Calédonie [délibération 112 CP du 16 octobre 1996]. Ce texte concerne principalement des organismes phytophages et à risque agricole. L'inventaire comprend une centaine d'espèces auxquelles s'ajoutent des genres, voire des familles ou des classes indésirables (mouches des fruits, thrips, nématodes, cicadelles, scarabées, termites, etc.). Dans cette liste initiale, on remarque l'absence de mollusques. Nous rappelons également que sept espèces placées sur cette liste sont aujourd'hui établies en Nouvelle-Calédonie (Jourdan et Mille, ce volume).

Dans le souci de compléter cette liste, nous nous sommes en premier lieu appuyés sur la réglementation disponible dans les autres collectivités françaises du Pacifique et notamment l'arrêté n°740 CM de la délibération sur la protection des végétaux en Polynésie française (n°95-42 AT du 12 juillet 1996). Ce texte fixe la liste des organismes dont l'importation en Polynésie française est interdite. Cette liste intègre aussi bien des espèces déjà présentes que certaines encore absentes de Polynésie. Nous avons ensuite élargi notre recherche aux bases de données et aux informations bibliographiques disponibles dans la région Pacifique et les régions adjacentes, pour des espèces considérées comme envahissantes dans la région et pour celles reconnues comme extrêmement dangereuses bien que non encore présentes dans la région (Waterhouse et Norris, 1987 ; Williams et Watson, 1988a, b, 1989 ; White et Elson-Harris, 1992 ; Waterhouse, 1997 ; Cowie, 1998, 2000 ; Nishida et Evenhuis, 2000 ; Shine et *al.,* 2003 ; Harris et *al.*, 2005).

Rappelons que l'un des meilleurs indices de la capacité d'une espèce à s'installer et à devenir envahissante dans une nouvelle région est son histoire comme espèce envahissante (introduite), ailleurs dans le monde. Notre liste de « menaces » s'appuie donc sur ce critère, qui est reconnu comme la base des systèmes de détection précoce, en particulier en Australie, en Nouvelle-Zélande et à Hawaii. Il s'agit donc d'appliquer

un principe de précaution vis-à-vis d'espèces potentiellement envahissantes, et de hiérarchiser les risques encourus.

Bilan des menaces identifiées

Nous avons complété la liste des organismes vivants dont l'introduction est interdite dans l'archipel (Anonyme, 1996a) pour atteindre un inventaire de 541 taxons qui nous apparaissent susceptibles de s'établir dans l'archipel (Tableau 1). Cette liste comprend une majorité d'insectes (475 niveaux taxonomiques), pour la plupart phytophages, mais également des arachnides (29 taxons concernés), des mollusques (20 taxons concernés) et des nématodes (17 taxons concernés). Cet inventaire de menaces n'est ni exhaustif, ni définitif. Quoi qu'il en soit, si au premier abord cet effort semble théorique et descriptif, il a le mérite d'illustrer la diversité du risque.

D'un point de vue plus opérationnel, cet inventaire doit également permettre d'envisager la mise en place d'une liste élargie d'organismes interdits à l'introduction et, par conséquent, la possibilité de demander des traitements phytosanitaires adaptés (fumigation, traitement à la chaleur, etc.). Une telle liste doit également permettre d'identifier les circuits à risque (origine des expéditions, voies d'entrée, matériaux à risques, etc.) sous réserve de la mise en place d'une structure (cellule ou agence, par exemple) capable de prendre en charge des analyses de risques ciblées sur des priorités définies par les autorités compétentes (voir également Jourdan et Mille, ce volume). La mise en place d'analyses de risques contribue à orienter les efforts de veille. À titre d'exemple, aux États-Unis, Work et ses collaborateurs (2005) estiment la fréquence d'interception d'une nouvelle espèce d'insecte par voie maritime (cargaisons réfrigérées) à une interception tous les 54 contrôles. Ces mêmes auteurs signalent également que le risque d'introduction d'insectes est plus grand pour les cargaisons réfrigérées, plutôt que celles non réfrigérées. Ce type de données doit servir pour orienter les efforts de contrôle à réaliser en Nouvelle-Calédonie (effort proportionnel, selon les volumes de marchandises).

En outre, l'inventaire d'espèces reconnues comme menaçantes contribue à démontrer les lacunes actuelles de connaissances. D'où la nécessité de connaître au préalable les espèces déjà présentes en Nouvelle-Calédonie. En particulier, doit-on adopter l'approche de la Polynésie française qui inclut dans la liste des espèces interdites celles qui sont déjà présentes (Anonyme, 1996b) ?

En effet, parmi les invertébrés allochtones déjà présents, il peut exister des espèces potentiellement vectrices de pathogènes, notamment pour les plantes. Une multiplication de l'introduction de nouvelles populations peut contribuer à faire entrer le pathogène associé qui est pour l'instant absent. Pour intégrer ce volet, un travail spécifique est à accomplir, impliquant également des compétences en phytopathologie. Cela illustre la nécessité de la mise en place d'une cellule spécifiquement dédiée aux problèmes phytosanitaires à l'entrée en Nouvelle-Calédonie.

A partir de cet inventaire, deux points-clés émergent pour la mise en œuvre d'une surveillance : 1) la capacité de diagnostic à l'entrée du territoire et 2) l'estimation de la pression de propagule. Nous allons détailler ces deux points.

La capacité de diagnostic à l'entrée du territoire

Quelle doit être la capacité immédiate de diagnostic par les agents affectés à l'inspection et au contrôle aux frontières (quel niveau souhaitable) et avec quel effort d'inspection ?

La plupart des invertébrés peuvent passer le filtre de l'inspection sous différentes formes : œufs, larves, nymphes ou imago (forme adulte). Chacune de ces formes de vie n'a pas forcément une nuisance identique, n'utilise pas nécessairement les mêmes voies d'entrée, et ne requiert pas les mêmes mesures de surveillance ou de prévention. En outre, nous rappelons que l'installation de plusieurs individus n'est pas forcément requise : pour certaines espèces hermaphrodites (en particulier les mollusques pulmonés terrestres et d'eau douce, *Stylommatophora* et *Basommatophora*, respectivement) on peut imaginer que l'introduction d'un seul individu pourrait conduire à une invasion. Il en va de même pour les espèces qui pratiquent le stockage de spermatophores ou qui présentent des spermathèques : une seule femelle fécondée peut suffire à établir une nouvelle population (en particulier des limaces, ou des insectes sociaux). Ce même commentaire s'applique pour les espèces parthénogénétiques (comme certains pucerons, ou l'altise *Chaetocnema confinis* arrivée par les vents d'altitude, qui maintiennent des populations pérennes asexuées ; P. Jolivet, communication personnelle).

Les capacités immédiates de diagnostic sont *a priori* réduites, aussi, nous recommandons également de promouvoir des analyses de risques sur les voies d'entrée potentielles des principales menaces. En effet, il est plus facile de surveiller ces voies d'entrée que de rechercher les espèces elles-mêmes, et d'imposer des mesures phytosanitaires adaptées pour pallier aux risques d'introduction.

L'estimation de la pression de propagule

Selon Lockwood et ses collaborateurs (2005), il s'agit d'un paramètre primordial : plus une espèce candidate à une introduction est régulièrement déplacée, plus le risque d'observer une incursion de cette espèce grandit (entrée et établissement d'un organisme précédemment inconnu en Nouvelle-Calédonie). L'augmentation des échanges accroît inexorablement cette pression.

Cet aspect nécessite la mise en place d'une procédure centralisée d'archivage (base de données) de toutes les interceptions (identité de l'organisme, les conditions de l'interception, zone d'origine, voie d'entrée utilisée, stades détectés, etc.) pour adapter la stratégie de surveillance et réduire le risque d'introduction. Nous rappelons qu'il existe déjà un outil standardisé pour le Pacifique (*Pest list database)* qui est développé par la Communauté du Pacifique (CPS) et dont l'utilisation et le maintien doivent être généralisés et mutualisés entre les différents services techniques concernés.

Les principaux modes et voies d'entrée identifiés pour les invertébrés allochtones

Dans les milieux terrestres

Les activités pour lesquelles les risques sont importants concernent le commerce des plantes ornementales, les activités relevant de l'agriculture et de l'élevage, la

foresterie et l'agro-foresterie, les importations alimentaires, les activités concernant la réhabilitation et la re-végétalisation des sites miniers, et celles relevant de l'aménagement urbain. Plus spécifiquement, les mesures de veille à l'entrée du territoire devraient être particulièrement renforcées pour :

- *Les produits horticoles* (fleurs coupées, plantes vivantes, graines, mottes de gazon, paillage, etc.) qui constituent une source très importante de propagation d'invertébrés. L'explosion actuelle de la demande de produits d'horticulture au niveau mondial est très important (développement des jardineries, etc.).
- *Les produits agricoles* (à l'exclusion des produits horticoles), s'agissant principalement des importations alimentaires (les fruits et légumes, en particulier), qui sont une source d'entrée d'insectes ou de mollusques. Cependant, les importations de semences, d'aliments pour animaux ou de scions en arboriculture sont également à risque.
- *Le transport de sol*, car de nombreux invertébrés (et plus particulièrement leurs oeufs) sont facilement transportés dans le sol, notamment pour les mollusques, les insectes mais également des nématodes, et des oligochètes. Ces sols contaminés peuvent être transportés délibérément avec des produits agricoles ou des produits horticoles (tels que les plantes en pots), des sols transportés en vue d'aménagements paysagers, pour de la fumure de surface. Du sol peut également être déplacé accidentellement avec des produits agricoles ou horticoles, mais également sur des véhicules ou des engins (de chantier, de mines, etc.). Pour ces raisons, l'expédition ou le transport de sols sont prohibés dans de nombreux pays, notamment aux États-Unis (Cowie et Robinson, 2003).
- *Les introductions en vue de programmes de lutte biologique*. Le cas particulier de la lutte biologique a déjà été évoqué par Jourdan et Mille (ce volume). Il doit y avoir un strict encadrement des auxiliaires en appliquant le principe de précaution, c'est-à-dire introduire une espèce uniquement lorsque cette introduction est synonyme d'une plus-value évidente pour les populations humaines. Aujourd'hui, il existe un certain nombre de lignes directrices (*guidelines*) qui permettent de contrôler le processus (FAO, 2005 ; NAPPO, 2000). Cela suppose également le développement d'infrastructures adaptées et spécialisées, tel un laboratoire de quarantaine suffisamment sécurisé pour permettre d'introduire tout agent biologique, et de réaliser des contrôles de spécificités alimentaires et/ou parasitaires en évitant tout risque d'échappement dans la nature.
- *Le transport de marchandises* (produits commerciaux, effets personnels) qui peuvent contribuer aux déplacements d'insectes, d'escargots, de limaces, d'arachnides, etc., soit par les produits eux-mêmes, soit par leurs emballages ou par les containers qui les transportent. En outre, la contamination peut avoir lieu dès le point d'origine de l'expédition des marchandises mais également au cours de la route empruntée, notamment pour tout ce qui concerne les emballages. Il est donc crucial de connaître les temps d'entreposage sur des quais ou d'autres endroits pouvant promouvoir une contamination. Il est également important, lors des inspections de cargaisons, de veiller à l'état extérieur des emballages et des containers (propreté, etc.),

mais également d'envisager des mesures strictes en ce qui concerne la destruction des emballages à risque (caisses en bois, palettes, carton alvéolé, etc.).

- *Les véhicules / avions* sur lesquels peuvent se fixer de nombreux organismes (mollusques, araignées, etc.) pouvant ainsi être transportés là où le véhicule est déplacé. Des mesures de contrôle, de nettoyage et de traitements préventifs sont à promouvoir.

Pour ces deux dernières catégories de surveillance, les risques associés relèvent de la propagation d'espèces dites « auto-stoppeuses » (*hitchhickers,* pour les anglo-saxons). De nombreux arachnides, mollusques et insectes (en particulier sociaux) appartiennent à cette catégorie de menace.

Dans les milieux dulçaquicoles

Deux activités principales présentent un risque d'introduction d'invertébrés allochtones : l'aquaculture et l'aquariophilie.

Dans la perspective du développement de filières aquacoles (crustacés décapodes, en particulier), il est indispensable d'adopter un principe de précaution à l'image de ce qui est préconisé pour la lutte biologique : autoriser les introductions, uniquement après des études spécifiques, et notamment lorsque cette introduction est synonyme d'une plus-value évidente pour les populations humaines.

L'aquariophilie constitue une voie majeure d'introduction pour les mollusques aquatiques. De nombreuses espèces de mollusques d'eau douce sont déplacées autour de la planète pour être vendues dans les animaleries et pour être utilisées en aquariophilie. Ces organismes peuvent alors être libérés ou s'échapper pour établir des populations dans la nature. Ce sont par exemple des *Ampullariidae* (*Pomacea* spp., *Marisa cornuarietis*), des *Viviparidae* (*Cipangopaludina chinensis*), des *Planorbidae* (*Helisoma* spp., *Planorbis* spp.), des *Physidae* et des *Lymnaeidae* (*Radix auricularia*), voire même des *Thiaridae* (Cowie, 1998, 2000 ; Cowie et Robinson, 2003). Ces organismes peuvent être également transportés accidentellement avec des plantes ou des poissons destinés à l'aquariophilie. Plusieurs de ces familles sont associées à des problèmes de santé publique : plusieurs espèces d'*Ampullariidae* et de *Thiaridae* sont des vecteurs de schistosomiases humaines (Cowie et Robinson, 2003).

L'homme est responsable de nouvelles combinaisons d'espèces qui forment ou formeront les écosystèmes du futur. Aussi, les sociétés se doivent de gérer l'environnement en intégrant ce nouveau risque anthropique. Ce risque envahissant doit être pris en compte pour anticiper de possibles arrivées catastrophiques. Un renforcement des stratégies de contrôle et de gestion des frontières est nécessaire.

Pour se prémunir de la propagation de nouvelles espèces d'invertébrés allochtones, il apparaît donc nécessaire d'augmenter le niveau d'inspection, ciblé sur des risques pré-définis (des voies d'entrée). Le rapport Budd (2004) sur les mesures de biosécurité en Nouvelle-Calédonie souligne également ce point : les stratégies destinées à se prémunir d'une introduction accidentelle, d'une contamination ou d'un « auto-stoppeur » associé à une voie d'entrée (bateaux, containers, effets personnels, etc.) ont besoin d'être développées en Nouvelle-Calédonie. Le volet réglementaire est également à renforcer : des dispositions plus strictes pour imposer des traitements préventifs, avec la possibilité du rejet des cargaisons contaminées ou non traitées (externaliser le coût du

risque pour la Nouvelle-Calédonie en imposant aux pays exportateurs de traiter les risques pour la Nouvelle-Calédonie). Il existe donc une dimension réglementaire pour décourager les infractions, tout en promouvant l'information sur le risque envahissant.

Rappelons également que le succès d'un service de quarantaine ne peut s'évaluer à partir des seules données d'interception, mais au travers des données des espèces qui s'établissent. En effet, le nombre d'espèces qui s'installent au cours du temps permet d'évaluer l'efficacité des mesures de quarantaine : si ce nombre diminue, on peut estimer qu'il y a une certaine efficacité des procédures mises en place. Il apparaît donc essentiel de maintenir une base de données des interceptions, des dates d'introductions et des établissements de poulations afin d'être en mesure d'évaluer l'efficacité des dispositifs appliqués et ainsi d'ajuster ou de renforcer éventuellement les mesures en fonction de l'évolution de ce suivi temporel.

Au-delà de l'inventaire de la liste des invertébrés candidats, il est nécessaire de développer des outils de prévision pour établir, à l'échelle du territoire concerné, les capacités d'installation et de propagation d'espèces indésirables. Au cours des dernières années, la capacité à prédire les espèces qui risquent d'envahir de nouvelles régions s'est améliorée grâce à l'analyse rétrospective d'un nombre de plus en plus important d'invasions réussies (Kolar et Lodge, 2001). Certains paramètres permettent d'affiner la définition des espèces à risque, voire des écosystèmes candidats : les facteurs historiques, les traits d'histoire de vie, et l'adaptation climatique (Duncan et *al.,* 2001). Parmi les facteurs historiques, l'augmentation de la pression de propagule est un facteur important (Lockwood et *al.,* 2005) : plus on offre d'opportunités d'introduction à une espèce, plus elle a des chances de finir par s'implanter. Les traits d'histoire de vie (comportement, morphologie, mode de reproduction, etc.) et le recouvrement climatique entre aire d'origine et aire d'introduction (*climate matching*) sont des paramètres déterminants du succès (Duncan et *al.,* 2001 ; Kolar et Lodge, 2001 ; Morrison et *al.,* 2004).

À toutes fins utiles, nous rappelons que les caractéristiques suivantes sont favorables pour qu'un invertébré constitue un envahisseur potentiel (Ehrlich, 1986 ; Simberloff, 1989 ; Lodge, 1993 ; Moller, 1996 ; Williamson, 1996 ; Kolar et Lodge, 2001) :

- une large niche écologique (polyphagie, plasticité physiologique, entre autres) ;
- un taux intrinsèque d'accroissement élevé ;
- une grande variabilité génétique ;
- la capacité des femelles à coloniser seules ;
- et enfin l'association à l'homme.

Mais ces éléments ne peuvent être intégrés qu'à l'occasion d'études de risques spécifiques, prenant en compte les voies d'entrée potentielles. Cela suppose la mise sur pied d'une structure dédiée à ces problèmes en fonction de priorités affichées (espèces et régions cibles) par les autorités compétentes (services ruraux, etc.).

Rappelons également que les chances d'éradication sont meilleures lorsque l'invasion est détectée tôt et que les exemples d'éradications d'invertébrés sont rares, du

fait souvent d'un défaut de détection précoce (Myers et *al*., 2000 ; Veitch et Clout, 2001).

Principales recommandations

À l'issue de cette mise au point sur les invertébrés à risque pour l'archipel néo-calédonien, quelques recommandations importantes peuvent donc être proposées pour éviter l'entrée d'invertébrés allochtones :

1) Compléter l'inventaire des invertébrés allochtones en Nouvelle-Calédonie (naturalisés / envahissants). Des inventaires dans les différents îles habitées (les îles Loyauté, les îles Bélep, l'île des Pins et l'île Ouen) doivent être menés afin d'avoir un meilleur aperçu de la distribution géographique des espèces allochtones, informations actuellement lacunaires, voire absentes pour certaines entités géographiques.

2) Compléter et renforcer la réglementation existante, avec l'établissement d'une liste d'organismes absents de l'archipel et interdits à l'importation, ainsi qu'une liste d'espèces déjà présentes en Nouvelle-Calédonie à ne pas promouvoir ou transporter dans l'archipel (la liste dressée ici pouvant servir de document de base). Dans un second temps, il serait peut être envisageable de substituer à cette liste « noire », une liste d'espèces autorisées à l'importation, toutes les autres étant interdites, à moins qu'un pétitionnaire désirant réaliser une introduction ne démontre l'innocuité de l'importation. Une telle approche permet d'avoir une réponse rigoureuse sur les introductions (Simberloff, 2003). La limite à cette modification est d'avoir une idée précise des espèces présentes dans l'archipel, mais également de disposer d'experts susceptibles de mener les études de risques associés.

3) Renforcer la surveillance et la vigilance par des contrôles accrus aux points d'entrée du territoire, mais également renforcer la veille sur les voies d'entrée les plus à risques (comme les produits horticoles, les containers, respectivement).

4) Renforcer la collaboration régionale (États voisins du Pacifique) et internationale en matière de gestion (lutte, recherche, sensibilisation, réglementation), en particulier sur les méthodes de lutte efficaces et adaptées (chimique ou biologique).

5) Mettre en place un protocole de détection (du type early warning system) des espèces potentiellement envahissantes (« espèces dormantes » ou en phase de latence) grâce à un réseau de surveillance (réseau d'agents du développement rural, personnel des services phytosanitaires d'interception, entre autres). Ce protocole doit être couplé à des protocoles d'éradication précoce (du type emergency response plan).

6) Fournir une meilleure information sur les espèces envahissantes en général afin de sensibiliser les professionnels (pépiniéristes, jardineries, aquariophiles, paysagistes, agriculteurs, etc.), les autorités locales (communes, services phytosanitaires, services des forêts, de l'agriculture et

de l'élevage, de l'environnement, des parcs et réserves, douanes), mais également le grand public.

Pour terminer, nous rappelons que les mesures qui doivent être prises pour limiter les introductions d'espèces allochtones depuis l'extérieur du territoire doivent également être mises en application à l'intérieur du territoire, compte tenu de la problématique « archipel » de la Nouvelle-Calédonie, avec des spécificités inter-îles fortes. Cependant, un effort d'acquisition de connaissances sur la distribution des allochtones est nécessaire pour espérer mettre en œuvre des mesures de contrôle sur les mouvements inter-îles.

Remerciements

Je remercie Rémy Amice (SIVAP, DAVAR) et Jean-Yves Meyer (Délégation à la Recherche de Polynésie Française) pour la transmission d'informations sur la réglementation en Nouvelle-Calédonie et Polynésie française, Christian Mille (SRFP Pocquereux, IAC) pour sa relecture critique et ses commentaires constructifs, Jean Chazeau pour sa relecture attentive et ses commentaires et Sylvie Cazères (SRFP Pocquereux, IAC), pour son aide dans la saisie et la mise à jour des données taxonomiques.

Bibliographie

ANONYME, 1996a - Délibération relative au contrôle sanitaire des végétaux ou produits végétaux à l'importation et à l'exportation. Délibération 112/CP du 16 octobre 1996, Congrès du Territoire de Nouvelle-Calédonie. *J.O du 19 novembre 1996:* 45-66

BUDD K., 2004 - *A Review of biosecurity risk management in New Caledonia*. *Rapport de Consultance pour la DAVAR*. Auckland, The AgriChain Centre Ltd, 28 p.

COWIE R.H., 1998 - Patterns of introduction of non-indigenous non-marine snails and slugs in the Hawaiian Islands. *Biodiversity and Conservation* 7(3): 349-368.

COWIE R.H., 2000 – « Non-indigenous land and freshwater molluscs in the islands of the Pacific: conservation impacts and threats ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific: a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 143-172.

COWIE R.H., ROBINSON D.G. 2003 - Pathways of introduction of nonindigenous land and freshwater snails and slugs. *In* Ruiz G., Carlton J. (eds): *Invasive species: vectors and management strategies*. Washington, DC, Island Press : 93-122

DUNCAN R.P., BOMFORD M., FORSYTH D.M., CONIBEAR L. 2001 - High predictability in introduction outcomes and the geographical ranges size of introduced Australian birds: a role for climate. *Journal of Animal Ecology*, 70: 621-632.

EHRLICH P.R., 1986 - Which animal will invade ? *In :* Mooney H.A., Drake J.A. (eds): E*cology of biological invasions of North America and Hawaii.* New York, Springer Verlag : 79-95.

FAO, 2005 - *Directives pour l'exportation, l'expédition, l'importation et le lâcher d'agents de lutte biologique et autres organismes utiles. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 3.* Paris, FAO, CIPV, 33 p.

HARRIS R., ABBOTT K., BARTON K., BERRY J., DON W., GUNAWARDANA D., LESTER P., REES J., STANLEY M., SUTHERLAND A., TOFT R., 2005 - *Invasive ant pest risk assessment project for Biosecurity New Zealand*. Series of unpublished Landcare Research contract reports to Biosecurity New Zealand. BAH/35/2004-1.

KIRITANI K., 2001 - Invasive insect pests and plant quarantine in Japan. *Extension Bulletin of the Food and Fertilizer Center, Taipei*, 498: 1–12.

KOLAR C.S., LODGE D.M. 2001 - Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 16(4): 199–204.

LOCKWOOD J., CASSEY P., BLACKBURN T., 2005 - The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(5): 223-228.

LODGE D.M., 1993 - Biological Invasions: lessons for ecology. *Trends Ecology & Evolution*, 8(4): 133-137

MACK R.N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F.A., 2000 - *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*. Ecological Society of America, Issues in Ecology No. 5, 20 p.

MCKINNEY M.L., LOCKWOOD J.L., 1999 - Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(11): 450-453

MOLLER H., 1996 - Lessons for invasion theory from social insects. *Biological Conservation*, 78(12) : 125-142.

MORRISON L.W., PORTER S.D., DANIELS E., KORZUKHIN M.D., 2004 - Potential global range expansion of the invasive fire ant, *Solenopsis invicta*. *Biological Invasions,* 6: 183–191

MYERS J.H., SIMBERLOFF D., KURIS A.M., CAREY J.R., 2000 - Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(8): 316-320.

NAPPO, 2000 - *Guidelines for petition for release of exotic entomophagous agents for the biological control of pests (RSPM N° 12).* Ottawa, Secretariat of the North American Plant Protection Organization, 9 p.

NISHIDA G.M., EVENHUIS N.L., 2000 – « Arthropod pests of conservation significance in the Pacific: a preliminary assessment of selected groups ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 115-142.

PIMENTEL D., LACH L., ZUNIGA R., MORRISON D., 2000 - Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience,* 50(1): 56-65.

SHINE C., REASER J.K., GUTIERREZ A.T. (eds.), 2003 - *Invasive alien species in the Austral Pacific Region: National Reports & Directory of Resources*. Global Invasive Species Programme, Cape Town, South Africa, 189 p.

SIMBERLOFF D., 1989 – « Which insect introduction suceed and which fail? » *In* Drake J. A., Mooney H. A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger K.J., Rejmanek M., Williamson M. (eds.): *Biological invasions: A global perspective*. Chichester, John Wiley & Sons: 61-75.

SIMBERLOFF D., 2003 - Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions,* 5: 179–192

VEITCH C.R., CLOUT M.N. (eds.), 2001 - *Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species*. Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission 27, 422 p.

WATERHOUSE D.F., 1997 - *The major invertebrate pests and weeds of agriculture and plantation forestry in the southern and western pacific*. Canberra, Aciar, 93 p.

WATERHOUSE D.F., NORRIS K.R., 1987 - *Biological control, Pacific prospects*. Melbourne, ACIAR, Inkata Press, 454 p.

WHITE I.M., ELSON-HARRIS M.M., 1992 - *Fruit flies of economic significance: Their identification and bionomics*. London UK, CABI-ACIAR, 601 p.

WILLIAMS D.J., WATSON G.W., 1988a - *The Scales Insects of the Tropical South Pacific Region, Part 1: The armoured scales (Diaspididae)*. CAB International Institute of Entomology, Wallingford, 290 p.

WILLIAMS D.J., WATSON G.W., 1988b - *The Scales Insects of the Tropical South Pacific Region, Part 2 : The Mealybugs (Pseudococcidae)*. Wallingford, CAB International Institute of Entomology, 260 p.

WILLIAMS D.J., WATSON G.W., 1989 - *The Scales Insects of the Tropical South Pacific Region, Part 3 : The soft scales (Coccidae) and other families*. Wallingford, CAB International Institute of Entomology, 268 p.

WILLIAMSON M., 1996 - *Biological Invasions*. London, Chapman & Hall, 244 p.

WORK T.T., MCCULLOUGH D.G., CAVEY J.F., KOMSA R., 2005 - Arrival rate of non indigenous insect species into the United States through foreign trade. *Biological Invasions*, 7(2): 323–332.

ANONYME, 1996b. - Délibération n° 93-155 AT du 3 décembre 1993 portant protection des végétaux sur l'ensemble du territoire de la Polynésie française. *Journal Officiel de la Polynésie Française* du 23 décembre 1993, n° 50 : 2179

Sites internet visités

100 of the World's Worst Alien Invasive Species ISSG/IUCN: http://www.issg.org/database/welcome/

Direction des Affaires Vétérinaires, Alimentaires et Rurales, Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie: http://www.davar.gouv.nc/

EPPO, European plant Protection Organisation : http://www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm

IUCN (The World Conservation Union)/SSC (Species Survival Committee) ISSG (Invasive Species Specialist Group). www.issg.org/features/invasives_on_tonga.html.

HEAR (*Hawaii Ecosystem at Risk Project*), Pacific Island Ecosystems Research Center, USGS. www.hear.org/galapagos/invasives/topics/management/plants/projects/species.htm.

http://www.landcareresearch.co.nz/research/biosecurity/stowaways/Ants/ant_pest_risk.asp

North American Plant protection Organisation : http://www.nappo.org

Pacific island pest list Database, South Pacific Comission : http://www.spc.int:8088/pld/index.jsp/

OMC, 1998. Mesures sanitaires et phytosanitaires: Comprendre l'Accord de l'OMC sur les mesures sanitaires et phytosanitaires. Disponible sur : http://www.wto.org/french/tratop_f/sps_f/spsund_f.htm.

PIER (Pacific Ecosystems at Risk Project). Institute of Pacific Islands Forestry, USDA Forest Service. www.hear.org/pier/.

© IRD, 2006

Tableau 1 : Inventaire des principales menaces d'espèces d'invertébrés envahissantes pour la Nouvelle-Calédonie

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Eriophyidae***	**Eriophyinae**	*Aceria*	*guerreronis*	Keifer , 1965		Acarien du cocotier
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Eriophyidae***	**Eriophyinae**	*Aceria*	*litchii*	(Keiffer, 1943)	*Eriophyes litchii*	Acarien du litchi
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Eriophyidae***	**Eriophyinae**	*Eriophyes*	*sheldoni*	Ewing, 1937	*Aceria sheldoni*	Acarien des bourgeons d'agrumes
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Eriophyidae***	**Eriophyinae**	*Tegolophus*	*australis*	Keifer, 1964		
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Phytoseiidae***		*Mononychellus*	*tanajoa*	(Bondar, 1938)		Acarien du manioc
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Tenuipalpidae***		*Brevipalpus*	*lewisi*	McGregor, 1949		
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	***Tarsonemidae***	**Tarsoneminae**	*Acarapis*	*woodi*	(Rennie, 1921)		Acarien des trachées de l'abeille
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	***Tarsonemidae***	**Tarsoneminae**	*Phytonemus*	*pallidus*	(Banks, 1899)	*Steneotarsonemus pallidus*	Acarien du Cyclamen
Arachnida	**Acarina Prostigmata**	***Tarsonemidae***	**Tarsoneminae**	*Steneotarsonemus*	*laticeps*	(Halbert, 1923)		
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Tetranychidae***	**Tetranychinae**	*Eotetranychus*	*cendanai*	Rimando, 1962		Acarien de feuilles d'agrumes
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Tetranychidae***	**Tetranychinae**	*Eutetranychus*	*orientalis*	(Klein, 1936)		
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Tetranychidae***	**Tetranychinae**	*Panonychus*	*ulmi*	(Koch, 1836)		Acarien de la vigne
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Tetranychidae***	**Tetranychinae**	*Tetranychus*	*cinnabarinus*	(Boisduval, 1867)		*Carmine spider mite*
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Tetranychidae***	**Tetranychinae**	*Tetranychus*	*truncatus*	Ehara, 1956		
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Tetranychidae***	**Tetranychinae**	*Tetranychus*	*tumidus*	(Banks, 1900)		
Arachnida	Acarina Prostigmata	***Varroidea***		*Varroa*	*jacobsoni*	Oudemans, 1904		
Arachnida	Araneae	***Araneidae***		*Araneus*	*theis*			
Arachnida	Araneae	***Araneidae***		*Gasteracantha*	*mammosa*	Koch 1844		
Arachnida	Araneae	***Pholcidae***		*Holocnemus*	*pluchei*	(Scopoli, 1773)		
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Achaearanea*	*riparia*	(Blackwell, 1834)		

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Achaearanea*	*acorensis*			
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Achaearanea*	*tepidariorum*	(Koch, 1841)	*Theridion tepidariorum*	
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Lactrodectus*	*geometricus*	Koch, 1841		Veuve brune, *Brown widow spider*
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Latrodectus*	*hasselti*	Thorell, 1870		
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Latrodectus*	*hesperus*	Chamberlin et Ivie, 1935		Veuve noire
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Lactrodectus*	*mactans*	(Fabricius, 1775)		Veuve noire, *Black widow spider*
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Latrodectus*	*tredecimguttatus*	(Rossi, 1790)		
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Steatoda*	*capensis*	Hann, 1990		
Arachnida	Araneae	***Theridiidae***		*Theridion*	*rufipes*	Lucas, 1846		
Insecta	Blattodea	***Blattidae***	**Blattinae**	*Blatta*	*orientalis*	(Linné, 1758)		Blatte orientale, Blatte domestique
Insecta	Coleoptera	***Bostrichidae***		*Prostephanus*	*truncatus*	(Horn, 1878)		Grand capucin du maïs
Insecta	Coleoptera	***Buprestidae***		*Agrilus*	*occipitalis*	(Eschscholtz, 1822)		Bupreste de l'écorce
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Acalolepta*	*vastator*	(Newman, 1847)		Longicorne du figuier
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Anoplophora*	*chinensis*	(Forster, 1771)		Longicorne asiatique des agrumes
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Anoplophora*	*glabripennis*	(Motschulsky, 1853)		Longicorne asiatique
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Oberea*	*myops*	Haldeman,		Longicorne de la tige d'azalée
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Paradisterna*	*plumifera*	(Pascoe, 1859)	*Disterna plumifera*	Longicorne
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Phoracantha*	*recurva*	Newman, 1840		Longicorne jaune
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Skeletodes*	*tetrops*	Newman, 1850		Longicorne des agrumes
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Strongylurus*	*thoracicus*	(Pascoe, 1857)		Longicorne du pittosporum
Insecta	Coleoptera	***Cerambycidae***		*Uracanthus*	*cryptophagus*	Olliff, 1892		Longicorne des branches d'agrumes
Insecta	Coleoptera	***Cetoniidae***	**Cetoniinae**	*Protaetia*	*orientalis*	(Gory et Percheron, 1833)		Cétoine orientale
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Galerucinae**	*Aulacophora*	*quadrimaculata*	(Chapuis, 1876)		Chysomèle tacheté des concombres
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Hispinae**	*Brontispa*	*chalybeipennis*	(Zacher, 1913)		*Pohnpei coconut leaf beetle*
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Hispinae**	*Brontispa*	*palauensis*	(Esaki et Chujo, 1943)		Palau coconut leaf beetle
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***		*Cassida*	*circumdata*	Herbst, 1790	*Metriona circumdata*	*Green tortoise beetle*
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Eumolpinae**	*Colasposoma*	*metallicum rugiceps*	Lefèvre, 1885		

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Eumolpinae**	*Colasposoma*	*sellatum*	Baly, 1878		Chrysomèle de la patate douce
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Galerucinae**	*Diabrotica*	*undecimpunctata howardi*	Barber, 1947		
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Galerucinae**	*Diabrotica*	*undecimpunctata undecimpunctata*	Mannerheim, 1843		
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Galerucinae**	*Diabrotica*	*virgifera*	Le Conte, 1862		Chrysomèle occidentale des racines du maïs
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Alticidae**	*Epitrix*	*hirtipennis*	(Melsheimer, 1847)		Altise du tabac
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Galerucinae**	*Leptinotarsa*	*decemlineata*	(Say, 1824)		Doryphore de la pomme de terre
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Galerucinae**	*Monolepta*	*australis*	(Jacoby, 1882)		
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***		*Pagria*	*signata*	(Motschulsky, 1858)		
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Eumolpinae**	*Phytorus*	*lineolatus*	Weise		Chysomèle phytore
Insecta	Coleoptera	***Chrysomelidae***	**Alticidae**	*Psylliodes*	*affinis*	(Paykull, 1799)	*Chaetocnema affinis*	Altise de la patate douce
Insecta	Coleoptera	***Coccinellidae***	**Epilachninae**	*Henosepilachna*	*duodecastigma*	(Mulsant)	*Epilachna duodecastigma*	Cocinnelle à 12 points
Insecta	Coleoptera	***Coccinellidae***	**Epilachninae**	*Henosepilachna*	*varivestris*	Mulsant	*Epilachna varivestris*	
Insecta	Coleoptera	***Coccinellidae***	**Epilachninae**	*Henosepilachna*	*vingintioctopunctata*	(Dieke)	*Epilachna vingintioctopunctata*	Coccinelle à 28 points
Insecta	Coleoptera	***Coccinellidae***	**Epilachninae**	*Henosepilachna*	*vingintisexpunctata philippensis*	(Dieke)	*Epilachna vingintisexpunctata philippensis*	Coccinelle des Philippine/ coccinelle à 26 points
Insecta	Coleoptera	***Coccinellidae***	**Epilachninae**	*Henosepilachna*	*spp.*		*Epilachna spp.*	Coccinelles phytophages
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Anaballus*	*amplicollis*	(Fairmaire, 1849)		
Insecta	**Coleoptera**	***Curculionidae***	**Rhynchophorinae**	*Cosmopolites*	*spp.*			
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Conotrachelus spp.*				Charançon de l'avocat
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Brentinae-Cyladinae**	*Cylas*	*brunneus*	(Fabricius, 1797)		Charançon de la patate douce
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Brentinae-Cyladinae**	*Cylas*	*puncticollis*	(Boheman, 1833)		Charançon de la patate douce
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Brentinae-Cyladinae**	*Diocalandra*	*frumenti*	(Fabricius, 1801)		Charançon du cocotier à 4 points
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Cyrtotrachelus*	*longimanus*	(Fabricius, 1775)		
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Elytroteinus*	*subtruncatus*	(Fairmaire, 1881)		Charançon du kava / Charançon du gingembre

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Eucepes*	*subspinosus*	(Fairmaire)		*West Indian sweet potato weevil*
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Eutinophaea*	*bicristata*	Lea, 1911		Charançon des feuilles d'agrumes
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Scolytinae**	*Euwallacea*	*fornicatus*	(Eichhoff, 1868)		
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Heilipus*	*lauri*	Boheman, 1845		Charançon de la graine des plantes
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Maleuterpes*	*spinipes*	Blackburn		Charançon
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Neomerimnetes*	*sobrinus*	Lea, 1911		Charançon des fruits d'agrumes
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Orthorhinus*	*cylindrirostris*	(Fabricius)		Charançon éléphant
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Otiorhynchinae**	*Othiorhynchus*	*cribricollis*	Gyllenhal, 1834		Charançon de la pomme
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Otiorhynchinae**	*Othiorhynchus*	*sulcatus*			Charançon noir de la vigne
Insecta	coleoptera	***Curculionidae***		*Polytus*	*mellerborgi*	(Boheman, 1838)		Charançon du bulbe du bananier
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Rhabdoscelus*	*obscurus*	(Boisduval, 1835)		Charançon néo-guinéen de la canne à sucre
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Rhynchophorus*	*ferrugineus*	(Olivier, 1790)		Charançon rouge du palmier
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Rhynchophorus*	*spp.*			
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Sitophilus*	*granarius*	(Linné, 1758)		Charançon du blé
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Sternochetus*	*frigidus*	(Fabricius, 1787)		Charançon de la pulpe de mangue
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Trigonops*	*hirsuta*	Zimmerman	*Lophothetes hirsuta*	*Short-nosed weevil*
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Trigonops*	*inusitata*	Zimmerman	*Lophothetes inusitata*	*Short*
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Trigonops*	*vulgaris*	Zimmerman	*Lophothetes vulgaris*	*Short*
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***		*Trochorhopalus*	*strangulatus*	(Gyllenhal, 1838)		Charançon étranglé
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Scolytinae**	*Hylesinus*	*spp.*			
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Scolytinae**	*Xyleborus*	*glabratus*	Eichhoff, 1877		
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Scolytinae**	*Xyleborus*	*similis*	Ferrari, 1867		*Shot-hole borer*
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Scolytinae**	*Xylosandrus*	*morigerus*	(Blandford, 1894)		
Insecta	Coleoptera	***Curculionidae***	**Scolytinae**	*Xylosandrus*	*mutilatus*	(Blandford, 1894)		
Insecta	Coleoptera	***Dermestidae***		*Trogoderma*	*granarium*	Everts, 1898	*Trogoderma khapra, Trogoderma afrum*	Dermeste du grain, Khapra beetle
Insecta	Coleoptera	***Nitidulidae***		*Aethina*	*tumida*	(Murray, 1867)		Petit coléoptère des ruches

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Coleoptera	***Platypodidae***		*Crossotarsus*	*externedentatus*	(Fairmaire, 1850)		
Insecta	Coleoptera	***Ptinidae***		*Ptinus*	*fur*	(Linné, 1758)		Coléoptère araignée
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Rutelinae**	*Adoretus*	*sinicus*	Burmeister, 1844		
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Alissonotum*	*piceum*	(Fabricius, 1775)		Scarabée noir d'Asie
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***		*Anomala*	*orientalis*	(Waterhouse, 1875)		Scarabée oriental
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***		*Anomala*	*sulcatula*	Burmeister, 1844		*Chafer beetle*
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***		*Costelytra*	*zealandica*	(White, 1846)		
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***		*Heteronychus*	*arator*	(Fabricius, 1775)		Sacrabée noir d'Afrique
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***		*Heteronychus*	*licas*	(Klug, 1835)		
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Melolonthinae**	*Macrodactylus*	*subspinosus*	(Fabricius, 1775)		*Rose Chafer Beetle*
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Oryctes*	*boas*	(Fabricius, 1775)		Scarabée rhinocéros
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Oryctes*	*monoceros*	(Olivier, 1789)		Scarabée rhinocéros
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Oryctes*	*rhinoceros*	(Linné, 1758)		Rhinoceros du cocotier
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Papuana*	*armicollis*	(Fairmaire)		Scarabée du Taro
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Papuana*	*cheesemanae*			Scarabée du Taro
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Papuana*	*huebneri*	Fairmaire, 1879		Scarabée du Taro
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Papuana*	*inermis*	Mayr 1876		Scarabée du Taro
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Papuana*	*uninodis*	Prell		Scarabée du Taro
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Papuana*	*woodlarkiana*	(Kei)		Scarabée du Taro
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	Melolonthinae	*Phyllophaga*	*bipunctata*	(Brenske)		Mindanao June beetle
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***		*Popilia*	*japonica*	(Newman)		Scarabé défoliateur du Japon
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***		*Scapanes*	*australis*	(Boisduval, 1832)		Rhinoceros de Nouvelle-Guinée
Insecta	Coleoptera	***Scarabaeidae***	**Dynastinae**	*Xylotrupes*	*gideon*	(Linné, 1767)		Scarabée éléphant
Insecta	Coleoptera	***Silvanidae***		*Oryzaephilus*	*mercator*	(Fauvel, 1889)		Sylvain des oléagineux
Insecta	Diptera	***Agromyzidae***		*Agromyza*	*oryzae*	(Munakata, 1910)		Mineuse des feuilles de riz
Insecta	Diptera	***Agromyzidae***		*Amauromyza*	*maculosa*	(Malloch, 1913)		
Insecta	Diptera	***Agromyzidae***		*Liriomyza*	*trifolii*	(Burgess, 1880)		
Insecta	Diptera	***Agromyzidae***		*Lyriomyza*	*huidobrensis*	(Blanchard, 1926)		Mineuses des cultures florales et maraîchères
Insecta	Diptera	***Agromyzidae***	**Agromysinae**	*Ophiomyia*	*centrosematis*	(de Meijere, 1940)		
Insecta	Diptera	***Agromyzidae***	**Agromysinae**	*Ophiomyia*	*phaseoli*	(Tryon, 1892)		Mouche des haricots

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Diptera	***Agromyzidae***		*Pseudonapomyza*	*spicata*	(Malloch, 1914)		Mineuse du maïs
Insecta	Diptera	***Anthomiidae***		*Delia*	*antiqua*	(Meigen, 1826)		Mouche du chou
Insecta	Diptera	***Anthomiidae***		*Delia*	*floralis*	Fallen, 1824		
Insecta	Diptera	***Anthomiidae***		*Delia*	*platura*	(Meigen, 1826)		Mouche du maïs
Insecta	Diptera	***Anthomiidae***		*Delia*	*spp.*			
Insecta	Diptera	***Calliphoridae***	**Chrysomyiinae**	*Cochliomyia*	*hominivorax*	(Coquerell, 1858)		
Insecta	Diptera	***Cecidomyiidae***		*Cecidomya*	*spp.*			
Insecta	Diptera	***Ceratopogonidae***		*Culicoides*	*spp.*			Nonos
Insecta	Diptera	***Culicidae***		*Aedes*	*albopictus*	(Skuse, 1894)		Moustique tigre
Insecta	Diptera	***Culicidae***		*Anopheles*	*spp.*			
Insecta	Diptera	***Muscidae***		*Atherigona*	*orientalis*	Schiner, 1868		Mouche de la tomate
Insecta	Diptera	***Muscidae***		*Atherigona*	*oryzae*	Malloch		Mouche des tiges d eriz
Insecta	Diptera	***Muscidae***		*Atherigona*	*spp.*			Mouches des céréales
Insecta	Diptera	***Muscidae***		*Fannia*	*canicularis*	(Linné, 1761)	*Homalomyia canicularis*	
Insecta	Diptera	***Psilidae***		*Psila*	*rosae*	(Fabricius, 1794)		Mouche de la carotte
Insecta	Diptera	***Syrphidae***	**Eumerini**	*Eumerus*	*tuberculatus*	(Rondani, 1857)		Mouche de bulbe
Insecta	Diptera	***Syrphidae***	**Eumerini**	*Merodon*	*equestris*	(Fabricius, 1794)	*Lampetis equestris*	Mouche polyphage des bulbes et de l'oignon
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*cucurbitae*	(Coquillett, 1899)	*Dacus cucurbitae*	Mouche des fruits des cucurbitacae, mouche du melon
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*dorsalis*	(Hendel, 1912)		Mouche orientale des fruits
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*fascialis*	(Coquillett, 1910)		Mouche des fruits
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*frauenfeldi*	(Schiner, 1868)		Mouche de la mangue
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*kirki*	(Frogatt, 1910)		Mouche des fruits
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*neohumeralis*	(Hardy, 1951)		Mouche des fruits
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*passiflorae*	(Frogatt, 1910)		Mouche des fruits de Fidji
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*xanthodes*	(Broun, 1905)		Mouche des fruits
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Bactrocera*	*spp.*			Mouche des fruits
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Ceratitis*	*capitata*	(Wiedmann, 1824)		Mouche méditerranéenne des fruits
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Ceratitis*	*cosyra*	(Walker, 1849)		Mouche méditerranéenne des fruits

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Ceratitis*	*rosa*	Karsch, 1887		Mouche des fruits africaine
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Dacinae**	*Ceratitis*	*spp.*			
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Trypetinae**	*Anastrepha*	*fraterculus*	(Wiedeman, 1830)		Mouche des fruits sud américaine
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Trypetinae**	*Anastrepha*	*grandis*	(Macquart), 1846		Mouche des fruits sud américaine des cucurbitacae
Insecta	Diptera	***Tephritidae***	**Trypetinae**	*Anastrepha*	*serpentina*	(Wiedemann, 1830)		Mouches des fruits des sapotacées
Insecta	Diptera	***Tephritidae***		*spp.*				Toutes autres mouches des fruits non présentes en NC
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Aleurocanthus*	*cocos*	?		Aleurode du cocotier
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Aleurocanthus*	*spiniferus*	(Quaintance, 1903)	*Aleurodes spinifera*	Aleurode du manguier
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodicinae**	*Aleurocanthus*	*woglumi*	Ashby, 1915	*Aleurocanthus punjabensis, A. woglumi var. formosana, Aleurodes woglumi*	Aleurode des Citrus
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Aleurodicus*	*dugesii*	Cockerell,		Aleurode géant
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Aleurothrixus*	*floccosus*	(Maskell, 1895)		Aleurode laineux
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Dialeurodes*	*citrifolii*	(Morgan, 1893)		
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Dialeurodes*	*citri*	(Ashmead, 1885)		Aleurode des agrumes
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Dialeurodes*	*chittendeni*	Laing, 1928		Aleurode du rhododendron
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***	**Aleyrodinae**	*Dialeurodes*	*kirkaldyi*	(Kotinsky, 1907)		Aleurode de Kirkaldy
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***		*Aleurothachelus*	*trachoides*	(Back, 1800)		
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***		*Neomaskellia*	*bergii*	(Signoret, 1868)		Aleurode de la canne à sucre
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***		*Orchamoplatus*	*citri*	(Takahashi, 1940)		
Insecta	Hemiptera	***Aleyrodidae***		*Tetraleurodes*	*acaciae*	(Quaintance, 1900)		Aleurode de l'acacia
Insecta	Hemiptera	***Alydidae***		*Leptocorixa*	*acuta*	(Thunberg, 1783)		Punaise du riz
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***	**Aphidinae**	*Aphis*	*nerii*	Boyer de Fonscolombe, 1841		Puceon du laurier rose
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***	**Aphidinae**	*Brevicorne*	*brassicae*	(Linné, 1758)		
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***	**Aphidinae**	*Dysaphis*	*tulipae*	(Boyer de Fonscolombe, 1841)		Puceron du bulbe de tulipe
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***	**Aphidinae**	*Hysteroneura*	*setariae*	(Thomas, 1878)		
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***	**Aphidinae**	*Nasonovia*	*ribisnigri*	(Mosley, 1841)		Puceron de la laitue
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***	**Aphidinae**	*Takecallis*	*arundinariae*	(Essig 1917)	*Myzocallis arundinariae*	
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***	**Aphidinae**	*Toxoptera*	*citricida*	(Kirkaldy, 1907)		Puceron brun des agrumes

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***		*Cinara*	*cupressi*	Buckton, 1881		Puceron des cyprès
Insecta	Hemiptera	***Aphididae***		*Lipaphis*	*erysimi*	(Kaltenbach, 1843)		Puceron du navet
Insecta	Hemiptera	***Asterolecaniidae***		*Asterolecanium*	*epidendri*	(Bouché, 1844)		
Insecta	Hemiptera	***Asterolecaniidae***		*Asterolecanium*	*miliaris*	(Boisduval, 1869)		Cochenille du bambou
Insecta	Hemiptera	***Asterolecaniidae***		*Asterolecanium*	*striatum*	Russell, 1941		
Insecta	Hemiptera	***Asterolecaniidae***		*Bambusaspis*	*pseudomiliaris*	(Green, 1922)	*Asterolecanium pseudomiliaris*	
Insecta	Hemiptera	***Asterolecaniidae***		*Bambusaspis*	*robusta*	(Green, 1908)	*Asterolecanium robustum*	
Insecta	Hemiptera	***Cercopidae***		*Lallemandana*	*phalerata*	(Stål, 1854)		Cercope
Insecta	Hemiptera	***Cerococcidae***		*Cerococcus*	*bryoides*	(Maskell, 1894)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***	**Cicadellinae**	*Homalodisca*	*coagulata*	(Say, 1832)		Mouche pisseuse
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***	**Deltocephalinae**	*Cicadulina*	*bimaculata*	(Evans, 1940)		Cicadelle du maïs
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***	**Deltocephalinae**	*Cicadulina*	*bipunctella*	(Matsumura, 1908)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***	**Idiocerinae**	*Idioscopus*	*niveosparsus*	(Lethierry, 1889)	*Idiocerus niveosparsus*	Cicadelle du manguier
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***	**Typhlocybinae**	*Amrasca*	*devastans*	(Distant)	*Empoasca devastans*	Indian Cotton leafhopper
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***	**Typhlocybinae**	*Empoasca*	*smithi*	(Fletcher et Donaldson, 1992)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Batrachomorphus*	*atrifrons*	(Metcalf)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Exitianus*	*capicola*	(Stål, 1855)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Exitianus*	*plebeius*	(Kirkaldy, 1906)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Idiocerus*	*spp.*			
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Nephotettix*	*apicalis*	(Motschulsky, 1859)		Green rice leafhopper
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Nesophrosyne*	*argentatus*	(Evans, 1938)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Nysius*	*pulchellus*	(Stål, 1839)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Protalebrella*	*brasiliensis*	(Baker, 1899)		
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Sophonia*	*rufofascia*	(Kuoh & Kuoh)		Cicadelle à deux points
Insecta	Hemiptera	***Cicadellidae***		*Sundapteryx*	*biguttula*	(Ishida, 1913)		*Indian cotton jassid*
Insecta	Hemiptera	***Cicadidae***	**Tibicininae**	*Cytosoma*	*schmeltzi*	Distant, 1882		
Insecta	Hemiptera	***Cixiidae***		*Myndus*	*bifurcatus*	Metcalf, 1946		
Insecta	Hemiptera	***Cixiidae***		*Myndus*	*dibaphus*	Fennah		
Insecta	Hemiptera	***Cixiidae***		*Myndus*	*irreptor*	Fennah		
Insecta	Hemiptera	***Cixiidae***		*Myndus*	*palawanensis*	Muir, 1923		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Anthococcus*	*keravatae*	Williams et Watson, 1990		

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*insulanus*	De Lotto, 1971		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*murrayi*	Froggatt, 1919		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*rusci*	(Linné, 1758)		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Ceroplastinae**	*Ceroplastes*	*sinensis*	Del Guercio, 1900		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Coccus*	*acutissimus*	(Green, 1896)		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Coccus*	*capparidis*	(Green, 1904)		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Coccus*	*celatus*	De Lotto, 1960		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Coccus*	*moestus*	De Lotto, 1959		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Coccus*	*pseudomagnoliarum*	(Kuwana, 1914)		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Kilifia*	*acuminata*	(Signoret, 1873)		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Macropulvinaria*	*maxima*	(Green, 1904)		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Myzolecanium*	*kibarae*	Beccari, 1877		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Neosaissetia*	*keravatae*	Williams et Watson, 1990		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Paralecanium*	*ovatum*	Morrison, 1921		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Platylecanium*	*cocotis*	Laing, 1925	*Dysmicoccus cocotis*	
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Protopulvinaria*	*longivalvata*	Green, 1909		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Pulvinaria*	*cacao*	Williams et Watson, 1990		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Pulvinaria*	*elongata*	Newstead, 1917		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Pulvinaria*	*polygonata*	(Cockerell, 1905)		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Saissetia*	*neglecta*	De Lotto, 1969		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***	**Coccinae**	*Saissetia*	*vivipara*	Williams et Watson, 1990		
Insecta	Hemiptera	***Coccidae***		*Vinsonia*	*stellifera*	(Westwood, 1871)		
Insecta	Hemiptera	***Conchaspididae***		*Conchaspis*	*angraeci*	Cockerell, 1893		
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*cocophaga*	China, 1934		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*ardleyi*	Brown, 1958		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*blötei*	Brown, 1958		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*costalis*	Van Duzee, 1940		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*cristobalensis*	Brown, 1958		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*gallegonis*	Lever, 1936		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*lutescens lutescens*	(Distant, 1911)		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*manihotis*	(Blöte, 1935)		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*nitida*	Stål, 1873		Punaise piqueuse de fruits
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*theobromae*	Brown, 1958		Punaise piqueuse de fruits

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***	**Coreinae**	*Amblypelta*	*spp.*			
Insecta	Hemiptera	***Coreidae***		*Physomerus*	*grossipes*	(Fabricius, 1794)		*Large spined-footed bug*
Insecta	Hemiptera	***Delphacidae***		*Chloriona*	*formosella*	(Matsumura)		
Insecta	Hemiptera	***Delphacidae***		*Peregrinus*	*maidis*	(Ashmead, 1890)		*Corn planthopper*
Insecta	Hemiptera	***Delphacidae***		*Perkinsiella*	*saccharicida*	Kirkaldy, 1903		Cicadelle, vecteur de la maladie de fidji
Insecta	Hemiptera	***Delphacidae***		*Perkinsiella*	*thompsoni*	Muir, 1913		*Sugarcane leafhopper*
Insecta	Hemiptera	***Delphacidae***		*Sogatella*	*furcifera*	(Hovarth)		Cicadelle du riz et du maïs
Insecta	Hemiptera	***Delphacidae***	**Delphacinae**	*Tarophagus*	*colocasiae*	(Matsumura, 1920)		
Insecta	Hemiptera	***Delphacidae***		*Ugyops*	*annulipes*	(Stål)		
Insecta	Hemiptera	***Derbidae***	**Derbinae**	*Eusyphax*	*bivittatus*	(Metcalf)		
Insecta	Hemiptera	***Derbidae***		*Lamenia*	*caliginea*	Stål, 1854		
Insecta	Hemiptera	***Derbidae***		*Lamenia*	*numitor*	Fennah		
Insecta	Hemiptera	***Derbidae***		*Proutista*	*moesta*	(Westwood, 1851)		*Erect-winged blue*
Insecta	Hemiptera	***Derbidae***		*Swezeyaria*	*zephyrus*	Fennah		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Andaspis*	*hawaiiensis*	(Maskell, 1895)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Andaspis*	*maai*	Williams et Watson, 1990		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Andaspis*	*numerata*	Brimblecombe, 1959		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Andaspis*	*punicae*	(Laing, 1929)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aonidiella*	*citrina*	(Coquillett, 1891)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aonidiella*	*comperei*	McKenzie, 1937		Fausse cochenille jaune
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aonidiella*	*eremocitri*	McKenzie, 1937		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aonidiella*	*inornata*	McKenzie, 1938		*inornate scale*
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aonidiella*	*orientalis*	(Newstead, 1894)		Cochenille orientale
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Aspidiella*	*hartii*	(Cockerell, 1895)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Aspidiella*	*sacchari*	(Cockerell, 1893)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aspidiotus*	*excisus*	Green, 1896		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aulacaspis*	*madiunensis*	(Zehntner, 1898)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aulacaspis*	*rosarum*	Borchsenius, 1958		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Aulacaspis*	*yasumatsui*	Takagi, 1977		Cochenille des cycas
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Carulaspis*	*minima*	(Targioni, 1868)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Chrysomphalus*	*pinnulifer*	(Maskell, 1891)		

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Chrysomphalus*	*propsimus*	Banks, 1906		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Clavaspis*	*herculeana*	(Cockerell & Hadden, 1921)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Diaspis*	*boisduvalii*	Signoret, 1869		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Diaspis*	*bromeliae*	(Kerner,1869)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Duplaspidiotus*	*claviger*	(Cockerell, 1921)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Fiorinia*	*proboscidaria*	Green, 1900		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Froggattiella*	*penicillata*	(Green, 1915)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***	**Diaspidinae**	*Furcaspis*	*biformis*	(Coquerell, 1893)	*Furcaspis oceanica*	Cochenille rouge du cocotier
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Genaparlatoria*	*pseudaspidiotus*	(Lindinger, 1921)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Hemiberlesia*	*palmae*	(Cockerell,1892)		Cochenille du palmier
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Howardia*	*stricklandi*	Williams, 1960		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Howardia*	*biclavis*	(Comstock, 1883)		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*elmerrilleae*	Williams et Watson, 1990		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*esakii*	Takahashi, 1939		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*laterochitinosa*	Green, 1925		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*marginata*	Ferris, 1939		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*palauensis*	Beardsley		Cochenille de Palau
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*rubrovittata*	Cockerell, 1905		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*similis*	Beardsley		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*tapleyi*	Williams, 1960		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*tokionis*	(Kuwana, 1902)		*Croton mussel scale*
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lepidosaphes*	*ulmi*	(Linné, 1758)		Cochenille virgule du pommier
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Lindingaspis*	*similis*	Mckenzie,1916		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Melanaspis*	*bromeliae*	(Leonardi, 1899)		*Brown pineapple scale*
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Parlatoria*	*pergandii*	Comstock, 1881		
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Phenacaspis*	*inday*	(Banks, 1906)		*Inday scale*
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Pinnaspis*	*buxi*	(Bouché, 1851)		*Ti scale*
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Pinnaspis*	*strachani*	(Cooley, 1899)		*Lesser snow scale*
Insecta	Hemiptera	***Diaspididae***		*Selenaspidus*	*articulatus*	(Morgan, 1889)		
Insecta	Hemiptera	***Dictyopharidae***		*Chanithus*	*gramineus*	(Fabricius)		*Grass snout hopper*
Insecta	Hemiptera	***Eriococcidae***		*Apiomorpha*	*pedunculata*	(Fuller, 1896)		
Insecta	Hemiptera	***Eriococcidae***		*Eriococcus*	*araucariae*	Maskell, 1879		

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hemiptera	***Flatidae***	**Flatinae**	*Colgar*	*peracutum*	(Walker, 1858)		
Insecta	Hemiptera	***Flatidae***	**Flatinae**	*Colgaroidea*	*acuminata*	(Walker, 1851)		
Insecta	Hemiptera	***Flatidae***	**Flatinae**	*Siphanta*	*acuta*	(Walker, 1851)		
Insecta	Hemiptera	***Flatidae***	**Flatinae**	*Siphanta*	*hebes*	(Walker, 1851)		
Insecta	Hemiptera	***Halimococcidae***		*Colobopyga*	*kewensis*	(Newstead, 1901)		
Insecta	Hemiptera	***Halimococcidae***		*Thysanococcus*	*pandani*	Stickney, 1934		
Insecta	Hemiptera	***Lecanodiaspididae***		*Psoraleococcus*	*multipori*	(Morrisson, 1921)		
Insecta	Hemiptera	***Lygaeidae***		*Oxycarenus*	*bicolor*	Fieber, 1852		*Stainer bug*
Insecta	Hemiptera	***Margarodidae***	**Margarodinae**	*Icerya*	*aegyptiaca*	(Douglas, 1890)		
Insecta	Hemiptera	***Margarodidae***		*Promargarodes*	*australis*	Jabuski, 1965		
Insecta	Hemiptera	***Membracidae***		*Leptocentrus*	*taurus*	(Fabricius, 1803)		*Eggplant horned*
Insecta	Hemiptera	***Miridae***		*Austopeplus*	*spp.*			
Insecta	Hemiptera	***Miridae***	**Halticinae**	*Halticus*	*insularis*	Usinger, 1946		Miride des îles
Insecta	Hemiptera	***Miridae***	**Halticinae**	*Halticus*	*tibialis*	Reuter, 1891		Miride noire des jardins
Insecta	Hemiptera	***Miridae***		*Orthotylellus*	*pallescens*	Usinger, 1946		
Insecta	Hemiptera	***Miridae***		*Proboscidocoris*	*malayus*	Reuter, 1908		
Insecta	Hemiptera	***Miridae***		*Pseudoloxops*	*bifasciatus*	(Usinger, 1946)		
Insecta	Hemiptera	***Miridae***		*Zanchius*	*fragilis*	Usinger, 1946		
Insecta	Hemiptera	***Pentatomidae***		*Alciphron*	*glaucus*	(Fabricius, 1775)		
Insecta	Hemiptera	***Pentatomidae***		*Antestiopsis*	*spp.*			
Insecta	Hemiptera	***Pentatomidae***		*Axiagastus*	*cambelli*	Distant, 1911		
Insecta	Hemiptera	***Pentatomidae***		*Piezodorus*	*hybneri*	(Gmelin, 1789)		
Insecta	Hemiptera	***Pentatomidae***		*Piprorulus*	*bibax*	Breddin, 1900		
Insecta	Hemiptera	***Phylloxeridae***		*Viteus*	*vitifoliae*	(Fitch, 1855)	*Viteus vitifolii*	Phylloxéra de la vigne
Insecta	Hemiptera	***Plataspididae***		*Brachyplatys*	*insularis*	Ruckes		*Black island stink bug*
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Antonina*	*crawi*	Cockerell, 1900		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Antonina*	*graminis*	(Maskell, 1897)		*Rhodesgrass mealybug*
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***		*Cannococcus*	*ikshu*	(Williams et Watson, 1988)		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Dysmicoccus*	*neobrevipes*	Beardsley, 1959		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Geococcus*	*coffeae*	Green, 1933		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Laminicoccus*	*pandani*	(Cockerell, 1895)		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Laminicoccus*	*vitiensis*	(Green et Laing, 1924)		

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Maculicoccus*	*malaitensis*	(Cockerell, 1929)		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Palmicultor*	*browni*	(Williams, 1960)		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Palmicultor*	*guamensis*	Beardsley, 1966		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Paracoccus*	*marginatus*	Williams et Granara de Willink, 1992		Cochenille de la papaye
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Paraputo*	*leveri*	(Green, 1934)		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Phenacoccus*	*madeirensis*	Green, 1923		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Phenacoccus*	*solani*	Ferris, 1918		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Planococcus*	*dioscoreae*	Williams, 1960		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Planococcus*	*lilacinus*	(Cockerell, 1905)		*Lilac mealybug*
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Pseudococcus*	*calceolariae*	(Maskell, 1878)		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Pseudococcus*	*comstocki*	(Kuwana, 1902)		Cochenille de Comstock, cochenille farineuse du bananier
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Pseudococcus*	*citricullus*	Green, 1922		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Pseudococcus*	*elisae*	Borchsenius, 1948		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Pseudococcus*	*microadonidum*	Beardsley, 1966		
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Pseudococcus*	*orchidicola*	Takahashi, 1939		Cochenille des orchidées
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Rastrococcus*	*truncatispinus*	Williams, 1985		*Rastrococcus mealybug*
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Rhizoecus*	*falcifer*	Künckel d'Herculais, 1878		Cochenille rose de la canne à sucre
Insecta	Hemiptera	***Pseudococcidae***	**Pseudococcinae**	*Saccharicoccus*	*sacchari*	(Cockerell, 1895)		Cochenille rose de la canne à sucre
Insecta	Hemiptera	***Psyllidae***		*Ctenarytaina*	*spatulata*	Taylor, 1997		Psylle de l'eucalyptus
Insecta	Hemiptera	***Psyllidae***		*Diaphorina*	*citri*	Kuwayama, 1908		Psylle asiatique des agrumes
Insecta	Hemiptera	***Psyllidae***		*Leptynoptera*	*sulfurea*	Crawford, 1919		Psylle de kamani
Insecta	Hemiptera	***Psyllidae***		*Trioza*	*erythreae*	(Del Guercio, 1918)		Psylle africain des agrumes
Insecta	Hemiptera	***Psyllidae***		*Trioza*	*vitiensis*	(Kirkaldy, 1907)		
Insecta	Hemiptera	***Ricaniidae***		*Scolypopa*	*australis*	(Walker, 1851)		
Insecta	Hemiptera	***Tessaratomidae***		*Musgraveia*	*sulciventris*	(Stål, 1863)		
Insecta	Hemiptera	***Tingidae***		*Stephanitis*	*pyrioides*	(Scott, 1874)		
Insecta	Hemiptera	***Tingidae***		*Stephanitis*	*rhododendri*	Horváth, 1905		Punaise du rhododendron
Insecta	Hemiptera	***Tingidae***		*Stephanitis*	*typica*	(Distant, 1903)		Punaise du bananier vectrice du flétrissement foliaire

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hemiptera	***Tropiduchidae***		*Kallitaxila*	*crini*	(Matsumura)		*Green tropiduchid*
Insecta	Hemiptera	***Tropiduchidae***		*Swezeyaria*	*viridana*	Metcalf		
Insecta	Hymenoptera	***Apidae***		*Apis*	*mellifera scutellata*	Lepeletier, 1836		Abeille africaine
Insecta	Hymenoptera	***Apidae***		*Apis*	*mellifera capensis*	Escholtz, 1922		Abeille du Cap
Insecta	Hymenoptera	***Apidae***		*Bombus*	*terrestris*	(Linné, 1758)		
Insecta	Hymenoptera	***Eulophidae***		*Quadrastichus*	*erythrinae*	Kim, 2004		Guêpe des galles de l'érythrine
Insecta	Hymenoptera	***Eurytomidae***		*Bruchophagus*	*fellis*	(Girault, 1928)		*Citrus gall wasp*
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**		*octospinosus*	(Reich, 1793)		Fourmi manioc
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**		*spp.*			
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**		*cephalotes*	(Linné, 1758)		Fourmi champignoniste
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**		*sexdens*	(Linné, 1758)		Fourmi champignoniste
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Cardiocondyla*	*minutior*	Forel, 1899		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Cardiocondyla*	*venustula*	Wheeler, 1908		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Camponotus*	*irritans*	(Smith, 1857)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Camponotus*	*pennsylvaticus*	(De Geer, 1773)		fourmis charpentières
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Camponotus*	*planatus*	Roger, 1863		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Camponotus*	*senex*	(Smith, 1858)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Camponotus*	*sexguttatus*	(Fabricius, 1793)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Camponotus*	*variegatus*	(Smith, 1858)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Camponotus*	*spp.*			fourmis charpentières
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**		*spp.*			
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Dolichoderinae**	*Doleromyrma*	*darwiniana*	(Forel, 1907)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Lasius*	*neglectus*	Van Loon, Boomsma & Andrásfalvy, 1990		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Dolichoderinae**		*humile*	(Mayr, 1868)	*Iridoyrmex humilis*	Fourmi d'Argentine
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Mayriella*	*abstinens*	Forel, 1902		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Monomorium*	*destructor*	(Jerdon, 1851)		Fourmi de Singapour
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Monomorium*	*monomorium*	Bolton, 1987	*Monomorium minutum*	
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Monomorium*	*orientale*	Mayr, 1879		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Monomorium*	*pharaonis*	(Linné, 1758)		Fourmi du pharaon
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Monomorium*	*sechellense*	Emery, 1894	*Monomorium fossulatum*	

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Monomorium*	*sydneyense*	Forel, 1902		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**		*smaragdina*	Fabricius, 1775		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Formicinae**	*Paratrechina*	*fulva*	(Mayr, 1862)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*bilimeki*	Mayr, 1870	*Pheidole anastasii*	
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*dentata*	Mayr, 1886	*Leptothorax tennesseensis*	
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*fervida*	Smith, 1874		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*moerens*	Wheeler, 1908		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*teneriffana*	(Forel, 1893)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*vigilans*	Smith, 1858		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pheidole*	*spp.*			
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Pyrimica*	*lanuginosum*	Mayr, 1870		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Ponerinae**	*Rhytidoponera*	*chalybaea*	Emery, 1901	*Rhytidoponera impressa chalybaea*	
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Ponerinae**	*Rhytidoponera*	*metallica*	(Smith, 1858)	*Chalcoponera metallica*	
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**		*invicta*	(Buren, 1972)		Fourmi de feu
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Solenopsis*	*richteri*	Forel, 1909		*Black fire ant*
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Tetramorium*	*caespitum*	(Linné, 1758)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Tetramorium*	*caldarium*	(Roger, 1857)		
Insecta	Hymenoptera	***Formicidae***	**Myrmicinae**	*Tetramorium*	*lanuginosum*	Mayr, 1870		
Insecta	Hymenoptera	***Vespidae***	**Polistinae**	*Polistes*	*dominulus*	(Christ, 1791)		*Yellow paper wasp*
Insecta	Hymenoptera	***Vespidae***	**Polistinae**	*Polistes*	*humilis synoecus*	Saussure, 1853		*Common paper wasp*
Insecta	Hymenoptera	***Vespidae***	**Polistinae**	*Polistes*	*tepidus*	(Fabricius, 1775)		
Insecta	Hymenoptera	***Vespidae***	**Polistinae**	*Polistes*	*versicolor*	(Oliver, 1791)		
Insecta	Hymenoptera	***Vespidae***	**Vespinae**	*Vespula*	*germanica*	(Fabricius, 1793)		
Insecta	Hymenoptera	***Vespidae***	**Vespinae**	*Vespula*	*pensylvanica*	(Saussure, 1857)		
Insecta	Hymenoptera	***Vespidae***	**Vespinae**	*Vespula*	*vulgaris*	(Linné, 1758)		Bourdon domestique
Insecta	Isoptera	***Mastotermitidae***		*Mastotermes*	*darwiniensis*			Termite géante de Darwin
Insecta	Isoptera	***Rhinotermitidae***		*Coptotermes*	*formosanus*			Termite de Formose
Insecta	Isoptera	***Rhinotermitidae***		*Coptotermes*	*spp.*			Termite de bois sec
Insecta	Isoptera	***Rhinotermitidae***		*Cryptotermes*	*spp.*			Termite souterrain
Insecta	Isoptera	***Termitidae***		*Microcerotermes*	*diversus*			
Insecta	Isoptera	***Termitidae***		*Odontotermes*	*spp.*			

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Lepidoptera	***Agonoxenidae***	**Agonoxeninae**	*Agonoxena*	*pyrogramma*	Meyrick		*Coconut Flat moth*
Insecta	Lepidoptera	***Blastobasidae***		*Blastobasis*	spp.			
Insecta	Lepidoptera	***Crambidae***			*partellus*	(Swinhoe, 1885)		
Insecta	Lepidoptera	***Crambidae***			*spp.*			Foreur de la canne à sucre, foreur du mais
Insecta	Lepidoptera	***Crambidae***		*Syllepte*	*derogata*	(Fabricius, 1775)		
Insecta	Lepidoptera	***Elastichidae***			*catenifer*	Walsingham, 1912		Chenille de la graine de l'avocatier
Insecta	Lepidoptera	***Gelechiidae***	**Gelechiinae**	*Tecia*	*solanivora*	(Povolny, 1973)		Teigne de la pomme de Terre
Insecta	Lepidoptera	***Geometridae***		*Anisodes*	*illepidaria*	Guenée, 1857		*Mango shoot looper*
Insecta	Lepidoptera	***Geometridae***		*Trichoplusia*	*ni*	(Hübner, 1803)		*Cabbage looper*
Insecta	Lepidoptera	***Gracillariidae***	**Gracillarinae**		*azaleella*	Brants, 1913	*Gracilaria azaleella*	Mineuse des feuilles d'azalées
Insecta	Lepidoptera	***Hesperiidae***	**Hesperiinae**	*Badamia*	*exclamationis*	Fabricius, 1775		*Myrobalan butterfly*
Insecta	Lepidoptera	***Hesperiidae***			*thrax*	(Linné, 1767)		Chenille défoliatrice du bananier
Insecta	Lepidoptera	***Limacodidae***		*Darna*	*pallivita*	(Moore, 1877)	*Oxyplax pallivita*	Chenille urticante, *Nettle caterpillar*
Insecta	Lepidoptera	***Lymantriidae***		*Lymantria*	*dispar*	(Linné, 1758)	*Portheria dispar*	Bombyx disparate, gypsy moth
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Calpinae**	*Anomis*	*flava*	(Fabricius, 1775)		Chenille de l'hibiscus
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Calpinae**	*Anomis*	*vulgaris*	(Grote et Robinson, 1866)		
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Plusiinae**	*Chrysodeixis*	*chalcites*	(Esper, 1789)		Noctuelle de l'artichaut
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Catocalinae**	*Grammodes*	*geometrica*	(Fabricius, 1775)	*Phalaena ammonia*	*Geometric noctuid*
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Heliothinae**		*zea*	(Boddie, 1850)	*Heliothis zea*	Chenille défoliatrice du maïs
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***		*Mythimna*	*loreyi*	(Duponchel, 1827)		*Rice armyworm*
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Catocalinae**	*Ophiusa*	*tongaensis*	Hampson, 1913	*Anua disjugens tongaensis*	
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***		*Pericyma*	*cruegeri*	(Butler, 1886)		*Poinciana looper*
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***		*Pseudaletia*	*unipuncta*	(Haworth, 1809)		
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Amphipyrinae**	*Spodoptera*	*exigua*	(Hübner, 1808)	*Laphygma exigua*	*Cotton moth*
Insecta	Lepidoptera	***Noctuidae***	**Amphipyrinae**	*Spodoptera*	*littoralis*	(Boisduval, 1833)		
Insecta	Lepidoptera	***Oecophoridae***		*Psorosticha*	*zizyphi*	(Stainton, 1859)		Tordeuse des agrumes
Insecta	Lepidoptera	***Papilionidae***		*Papilio*	*aegeus*	(Donovan, 1805)	*Princeps aegeus*	
Insecta	Lepidoptera	***Papilionidae***		*Papilio*	*polytes*	Linné, 1758		*Black citrus swallowtail*
Insecta	Lepidoptera	***Plutellidae***		*Acrolepiopsis*	*assectella*			Teigne du poireau

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Lepidoptera	***Pterophoridae***		*Sphenarches*	*caffer*	Zeller		*Plume moth*
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***	**Phycitinae**	*Agathodes*	*ostentalis*	(Geyer, 1837)		
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***	**Pyraustinae**	*Conogethes*	*punctiferalis*	(Guenée, 1854)		Pyrale
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***	**Phycitinae**	*Cryptoblabes*	*adoceta*	Turner, 1904		Pyrale
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***	**Pyraustinae**	*Diaphania*	*hyalinata*	(Linné, 1767)		*Melon worm*
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***	**Phycitinae**	*Etiella*	*zinckenella*	(Treischke, 1832)		*Lima-bean pod borer*
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Marasmia*	*exigua*	(Butler, 1879)	*Susumia exigua*	*Rice leafroller*
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Marasmia*	*trapezalis*	(Guenée, 1854)		*Maize leafroller*
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Marasmia*	*venilialis*	(Walker, 1859)		*Grass leaf-folder*
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Megastes*	*grandalis*	(Guénée, 1854)		Pyrale de la patate douce
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Megastes*	*pusialis*	(Snellen, 1875)		Pyrale de la patate douce
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Ostrinia*	*furnacalis*	Guenée, 1854		Pyrale orientale du mais
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Ostrinia*	*nubilalis*	(Hübner, 1796)		*European Corn Borer*
Insecta	Lepidoptera	***Pyralidae***		*Parapoynx*	*fluctuosalis*	(Zeller, 1852)	*Nymphula fluctuosalis*	*Rice caseworm*
Insecta	Lepidoptera	***Satyridae***		*Melanitis*	*leda*	(Linné, 1758)		*Evening brown butterfly*
Insecta	Lepidoptera	***Sesiidae***	**Sesiinae**	*Synanthedon*	*rhododendri*	(Beutemüller, 1909)		Foreur du rhododendron
Insecta	Lepidoptera	***Sphingidae***		*Theretra*	*silhetensis*	Boisduval, 1879	*Theretra pinastrina*	*Narrow-winged sphinx*
Insecta	Lepidoptera	***Tineidae***		*Opogona*	*sacchari*	(Bojer, 1856)		Tordeuse du bananier
Insecta	Lepidoptera	***Tortricidae***		*Archips*	*argyrospilus*	(Walker, 1863)		Tordeuse des feuilles d'azalée
Insecta	Lepidoptera	***Tortricidae***	**Tortricinae**	*Adoxophyes*	*melia*	(Clarke), 1976		
Insecta	Lepidoptera	***Tortricidae***		*Cryptophlebia*	*leucotreta*	Meyrick, 1913		Ver des agrumes
Insecta	Lepidoptera	***Tortricidae***	**Olethreutinae**	*Cryptophlebia*	*pallifimbriana*	Bradley, 1953		
Insecta	Lepidoptera	***Tortricidae***	**Olethreutinae**	*Cryptophlebia*	*peltastica*	(Meyrick, 1921)		Tordeuse
Insecta	Lepidoptera	***Tortricidae***		*Cydia*	*nigricana*	Fabricius, 1794	*Laspeyresia nigricana*	Tordeuse du pois
Insecta	Lepidoptera	***Totricidae***		*Cydia*	*pomonella*	(Linné, 1758)	*Carpocaspa pomonella*	Tordeuse
Insecta	Lepidoptera	***Tortricidae***	**Chlidanotinae**	*Isotenes*	*miserana*	(Walker, 1863)		Tordeuse
Insecta	Lepidoptera	***Totricidae***		*Grapholita*	*molesta*	(Busk, 1916)		Tordeuse orientale du pêcher
Insecta	Lepidoptera	***Yponomeutidae***	**Praydinae**	*Prays*	*citri*	Millière, 1873	*Acrolepia citri*	Teigne des agrumes
Insecta	Lepidoptera	***Yponomeutidae***	**Praydinae**	*Prays*	*endocarpa*	Meyrick		Foreur de l'écorce des agrumes
Insecta	Lepidoptera	***Yponomeutidae***	**Praydinae**	*Prays*	*parilis*	Turner, 1923		Teigne des boutons de citronnier

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Insecta	Orthoptera	***Acrididae***		*Oxya*	*japonica*	(Thunberg, 1824)		*Japanese grasshopper*
Insecta	Orthoptera	***Acrididae***		*Stenocatantops*	*splendens*	(Thunberg, 1815)	*Gryllus splendens*	*White-banded grasshopper*
Insecta	Orthoptera	***Acrididae***		*Valanga*	*nigricornis*	(Burmeister, 1838)		Criquet javanais
Insecta	Orthoptera	***Gryllidae***		*Tamborina*	*australis*	(Walker, 1869)		
Insecta	Orthoptera	***Gryllidae***		*Teleogryllus*	*oceanicus*	(Le Guillou, 1841)		*Oceanic field cricket*
Insecta	Orthoptera	***Katididae***		*Caedicia*	*simplex*	(Walker, 1869)		
Insecta	Orthoptera	***Katididae***		*Caedicia*	spp.			
Insecta	Orthoptera	***Tettigoniidae***		*Ephippitytha*	*trigintiduoguttata*	(Serville, 1839)		
Insecta	Orthoptera	***Tettigoniidae***		*Phaneroptera*	*furcifera*	Stål, 1860		*Philippine katydid*
Insecta	Thysanoptera	***Phlaeothripidae***		*Haplothrips*	*chinensis*	Priesner, 1933		
Insecta	Thysanoptera	***Aelothripidae***		*Diarthrothrips*	*coffeae*	Williams, 1915		Thrips du caféier
Insecta	Thysanoptera	***Thripidae***		*Aleurodothrips*	*fasciapennis*	(Franklin, 1908)		
Insecta	Thysanoptera	***Thripidae***		*Bolacothrips*	*orizae*	(Scmutz, 1913)	*Bolacidothrips orizae*	
Insecta	Thysanoptera	***Thripidae***		*Chaetanothrips*	*orchidii*	(Moulton, 1907)		Thrips des orchidées
Insecta	Thysanoptera	***Thripidae***		*Scirtothirps*	*citri*	(Moulton, 1909)		Thrips américain des agrumes
Insecta	Thysanoptera	***Thripidae***			*spp.*			Tous les Thripidae nuisibles non présents à ce jour
Mollusca	Gastropoda	***Ampullariidae***		*Pomacea*	*canaliculata*	(Lamarck, 1822)		*Apple snail*
Mollusca	Gastropoda	***Ampullariidae***		*Pomacea*	*lineata*	(Spix, 1827)		
Mollusca	Gastropoda	***Ampullariidae***		*Marisa*	*cornuarietis*	(Linné, 1758)	*Ceratodes cornuarietis, Ampullaris cornuarietis*	
Mollusca	Gastropoda	***Camaenidae***		*Zachrysia*	*provisoria*	(Pfeiffer,1858)		Escargot des jardins de Cuba
Mollusca	Gastropoda	***Helicarionidae***		*Ovachlamys*	*fulgens*	(Gude, 1900)		
Mollusca	Gastropoda	***Helicarionidae***		*Parmarion*	*martensi*	Smiroth , 1893		
Mollusca	Gastropoda	***Helixarionidae***		*Liardetia*	*doliolum*	(Pfeiffer, 1846)		
Mollusca	Gastropoda	***Lymnaeidae***		*Radix*	*auricularia*	(Linné, 1758)		
Mollusca	Gastropoda	***Lymnaeidae***			*spp.*			
Mollusca	Gastropoda	***Planorbidae***		*Helisoma*	*spp.*			
Mollusca	Gastropoda	***Planorbidae***		*Planorbis*	*spp.*			
Mollusca	Gastropoda	***Polygyridae***		*Polygyra*	*cereolus*	(Mühlfeld, 1816)		
Mollusca	Gastropoda	***Physidae***			*spp.*			
Mollusca	Gastropoda	***Subulinidae***		*Lamellaxis*	*clavulinus*	(Potiez et Michaux, 1838)		
Mollusca	Gastropoda	***Subulinidae***		*Paropeas*	*achatinaceum*	(Pfeiffer, 1846)		

... : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

... : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

© IRD, 2006

	ORDRE	FAMILLE	Sous-Famille	*Genre*	*Espèce*	Auteur	Synonyme	Nom vernaculaire
Mollusca	Gastropoda	***Thiaridae***		*Theba*	*pisana*	(Férussac, 1822)		
Mollusca	Gastropoda	***Veronicellidae***		*Veronicella*	*cubensis*	Pfeiffer, 1840		Limace de Cuba
Mollusca	Gastropoda	***Veronicellidae***		*Veronicella*	*sloanei*	(Cuvier, 1817)		Limace de Sloan
Mollusca	Gastropoda	***Viviparidae***		*Cipangopaludina*	*chinensis*	(Reeve, 1863)		
Mollusca	Gastropoda	***Zonitidae***		*Zonitoides*	*arboreus*	(Say, 1816)		Escargot des orchidés
Nematoda	Tylenchida	***Anguinidae***		*Ditylenchus*	*angustus*	(Buther, 1913)		Nématode des tiges de riz
Nematoda	Tylenchida	***Anguinidae***		*Ditylenchus*	*destructor*	(Thorne, 1945)		Nématode des pommes de terre
Nematoda	Tylenchida	***Anguinidae***		*Ditylenchus*	*dipsaci*	(Kuhn, 1857)		Nématode des tiges et bulbe s d'oignon
Nematoda	Tylenchida	***Aphelenchoididae***		Aphelenchoides	*besseyi*	Christie, 1942		Nématode du riz
Nematoda	Tylenchida	***Aphelenchoididae***		*Aphelencoides*	*opryzae*	Yokoo, 1948		Nématode du riz
Nematoda	Tylenchida	***Aphelenchoididae***		*Bursaphelencus*	*cocophilus*	(Cobb, 1919)	*Rhadinaphelenchus cocophilus*	Nématode du cocotier
Nematoda	Tylenchida	***Heteroderidae***		*Globodera*	*pallida*	(Stone, 1973)		Nématode doré de la pomme d eterre
Nematoda	Tylenchida	***Heteroderidae***		*Globodera*	*rostochiensis*	(Wollenweber, 1923)		Nématode doré de la pomme d eterre
Nematoda	Tylenchida	***Heteroderidae***		*Heterodera*	*glycines*	(Ichinohe, 1952)		Nématode à kystes
Nematoda	Tylenchida	***Heteroderidae***		*Heterodera*	*shachtii*	Goffart, 1932		Nématode à kystes
Nematoda	Tylenchida	***Hoplolaimidae***	**Hoplolaiminae**	*Helicotylenchus*	*spp.*			Nématodes des cultures florales et maraîchères
Nematoda	Tylenchida	***Hoplolaimidae***	**Hoplolaiminae**	*Scutellonema*	*bradys*	(Steiner & Le Hew, 1933)		Nématodes de l'igname
Nematoda	Tylenchida	***Meloidogynidae***		*Meloidogyne*	*chitwoodi*	O'bannon, Danto & Finley, 1980		Nématode à galle des racines
Nematoda	Tylenchida	***Meloidogynidae***		*Meloidogyne*	*hapla*	Chitwood, 1949		Nématode à galle des racines
Nematoda	Tylenchida	***Pratylenchidea***		*Pratylenchus*	*coffeae*	(Zimmermann, 1898)		Nématode du caféier et du bananier
Nematoda	Tylenchida	***Pratylenchidea***		*Rhadopholus*	*citrophilus*	Wurzel		Nématode des agrumes
Nematoda								Autres nématodes nuisibles

… : Organismes présents sur les listes d'organismes interdits à l'introduction en Nouvelle-Calédonie et/ou en Polynésie Française (en bleu : uniquement interdit en Nouvelle-Calédonie, en rouge : uniquement interdit en Polynésie Française)

… : organismes concernant les milieux dulçaquicoles

 © IRD, 2006

QUESTION 2

Quelques espèces animales envahissantes aux frontières de la Nouvelle-Calédonie et présentant un risque environnemental majeur

Lloyd LOOPE[1], Michel PASCAL[2]

[1] US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

[2] INRA - Équipe « Gestion des populations invasives », Station SCRIBE, Centre INRA de Rennes - Campus Beaulieu, 35042 Rennes Cedex – Courriel : Michel.pascal@rennes.inra.fr

Résumé

Passer en revue l'ensemble des espèces animales présentes dans le Pacifique et susceptibles d'envahir la Nouvelle-Calédonie pour y provoquer de graves dysfonctionnements écosystèmiques relève d'une gageure. Ce n'est donc qu'un nombre restreint de taxons ou groupes de taxons, six pour les invertébrés et deux pour les vertébrés, qui sont traités ici, à titre d'exemples. Il s'agit d'espèces qui ont envahi récemment des îles du Pacifique et y ont provoqué des dégâts majeurs. La nature et l'importance de ces dégâts sont exposées. Les mesures de prévention et de lutte mises en place à leur égard sont évoquées, bien qu'elles fassent parfois totalement défaut.

 © IRD, 2006

Introduction

En raison de la douceur de son climat qui présente de faibles variations au cours du cycle annuel, et de l'altitude variée de son relief qui génère une importante gamme de microclimats aux caractéristiques étendues de températures et d'hygrométrie, la Nouvelle-Calédonie peut héberger, si l'occasion s'en présente, une importante proportion d'espèces animales de la planète qui vivent sous des climats tropicaux, subtropicaux et tempérés chauds. Cette forte capacité d'accueil, alliée au développement récent des voyages et du commerce international, rend le nombre des envahisseurs potentiels de la Nouvelle-Calédonie si important (comme pour d'autres îles du Pacifique ; Loope et *al*., 2001), qu'une analyse exhaustive des menaces potentielles apparaît irréalisable. Nous ne parlerons donc ici, et à titre d'exemples, que d'un nombre très restreint d'espèces animales dont l'introduction sur des îles du Pacifique s'est révélée particulièrement perverse et qui, selon toute vraisemblance, se présenteront aux portes de la Nouvelle-Calédonie.

Invertébrés

La fourmi de feu, Solenopsis invicta

Solenopsis invicta est une fourmi sud-américaine connue sous le nom de fourmi de feu (RIFA ; *red imported fire ant*). C'est près de Mobile (Alabama, USA) qu'elle a manifesté pour la première fois ses capacités d'envahisseur au début du XXe siècle, et c'est à partir de cette localité qu'elle a colonisé tous les États du sud des États-Unis.

L'espèce, très agressive, territoriale, prédatrice, pourvue de mandibules exceptionnellement puissantes et d'un dard provoquant des piqûres douloureuses, est tristement célèbre pour ses impacts sur la santé humaine, la qualité de la vie et la sécurité publique, mais également pour ses effets pervers sur l'industrie et la biodiversité (Vinson, 1997). Ses colonies, très prolifiques, croissent rapidement, et atteignent des effectifs exceptionnels. Matures, ces colonies sont souvent constituées de plus de 200 000 ouvrières, et un seul hectare peut en héberger jusqu'à 150. Leur densité peut atteindre la valeur de 3 000 fourmis au mètre carré et cet ensemble d'individus, grâce à l'émission de signaux chimiques, intervient très rapidement et collectivement sur tout élément perturbateur de la colonie, chaque fourmi pouvant infliger de multiples et douloureuses piqûres et morsures. Le coût des consultations médicales induites par ces attaques est élevé et les personnes non informées, comme les touristes et les enfants, sont les plus exposées. Attirée par les équipements électriques, tels les boîtiers de feux de circulation, les éclairages des pistes d'aéroports, les systèmes de distribution électrique, les systèmes de communication, les climatiseurs et les pompes de puits, cette fourmi les infeste et les endommage fréquemment.

Ces 20 dernières années, *S. invicta* a envahi de nombreuses îles des Caraïbes à partir de la Floride (Davis et *al*., 2001). Elle est susceptible d'opérer la même progression dans le Pacifique si des mesures concertées ne sont pas prises. Elle a

colonisé de façon privilégiée les écosystèmes perturbés des Etats-Unis et n'a pas pénétré ses forêts primaires (Tschinkel, 1993). Cependant, d'après Krushelnycky et ses collaborateurs (2005), si elle s'établit dans les îles du Pacifique, elle envahira probablement la plupart des zones de forêt non pluviale, à l'exception des zones les plus sèches et des parties les plus élevées des volcans hawaiiens.

Si aucun signalement de l'établissement de la RIFA n'est à ce jour parvenu de la Mélanésie, de la Polynésie ou de la Micronésie, l'espèce est cependant présente sur les deux rives du Pacifique. Elle a été découverte en Californie en 1998, en Australie en 2001, à Taïwan en 2004 (Krushelnycky et *al*., 2005), et à Hong Kong et en Chine continentale en 2005 (Chuan et Chan, 2005). Si d'autres espèces de fourmis envahissantes se sont établies dans la zone Pacifique (Nishida et Evenhuis, 2000 ; Krushelnycky et *al*., 2005), *Wasmannia auropunctata* et *S. invicta* constituent probablement la menace la plus sérieuse tant à l'égard de la qualité de vie des sociétés humaines que pour la biodiversité autochtone.

Si un plan de prévention de l'invasion par les fourmis a été élaboré collectivement à l'échelle du Pacifique, celui-ci n'est pas encore financé (voir l'encadré). Une surveillance des territoires destinée à signaler la venue de l'espèce, une information du public pour lui faire prendre conscience du danger qu'elle représente, l'établissement et le respect d'une stricte réglementation de quarantaine sont autant de mesures urgentes et indispensables qu'il est nécessaire de prendre pour éviter l'établissement de l'espèce dans les îles du Pacifique.

À l'heure actuelle, le seul moyen de contrôler *S. invicta* repose sur l'utilisation à grande échelle de pesticides, toute tentative d'éradication s'avérant impossible une fois l'espèce largement établie. L'Australie s'y essaye cependant, avec 175 millions de dollars australiens consacrés aujourd'hui à une tentative d'éradication dans la région de Brisbane (Queensland). Dans plusieurs régions des États-Unis, les traitements permanents nécessaires au maintien d'un seuil acceptable des effectifs, outre leur coût élevé, ont induit une contamination des réseaux hydrographiques par pesticides (Blu Buhs, 2004).

Encadré – Le plan de prévention de l'invasion des îles du Pacifique par les fourmis

Les pays et territoires des îles du Pacifique (PICT, *Pacific Island Countries and Territories*) comptent plus de 25 pays, dont la plupart sont couverts par deux importantes organisations internationales régionales, le Secrétariat Général de la Communauté du Pacifique (la CPS, chargée des questions agricoles) et le Secrétariat du Programme Régional Océanien de l'Environnement (PROE, chargé des questions de biodiversité). La biodiversité dans les PICT est particulièrement sensible aux effets des espèces envahissantes (Sherley, 2000). Une inquiétude particulière à l'égard des invasions de fourmis est apparue quand *Solenopsis invicta* a été découverte sur les côtes ou près des côtes des deux rives du Pacifique, alors que *Wasmannia auropunctata* avait déjà touché la Nouvelle-Calédonie, Wallis et Futuna, Vanuatu, les Fidji, Hawaii et Tahiti, et continuera sa rapide extension territoriale si des mesures concertées ne sont pas prises. Ces espèces, et d'autres, menacent l'ensemble des îles du Pacifique. Quel est le pronostic de réussite d'un programme de prévention d'introduction d'espèces de fourmis envahissantes à l'échelle régionale du Pacifique ?

Le Service de Protection des Végétaux (SPV) de la CPS, basé à Suva (Fidji) travaille en partenariat avec 22 PICT pour maintenir des systèmes de quarantaine efficaces et aider aux efforts d'éradication ou de confinement coordonnés au niveau régional. Les priorités sont déterminées par les pays membres qui se réunissent périodiquement dans le cadre de l'Organisation pour la Protection des Végétaux du Pacifique (OPVP). L'effort le plus concerté et le plus réussi de l'OPVP et du SPV de la CPS est pour l'heure un programme régional orienté sur les nombreuses espèces de mouches des fruits envahissantes spécifiques à un hôte (Diptera : *Tephritidae*), qui endommagent les récoltes et limitent la capacité de ces pays à exporter une grande partie de leurs produits agricoles. Une importante réunion portant sur la conservation dans les îles du Pacifique s'est tenue à Rarotonga en juillet 2002, organisée par le PROE/SPREP et d'autres organisations. Elle a recommandé la mise en place de mesures de prévention de l'introduction de nouvelles espèces terrestres et marines via la mise en œuvre

d'une législation et de pratiques améliorées de quarantaine. Par la suite, un atelier organisé par le Groupe Spécialisé pour les Espèces Envahissantes (ISSG, *Invasive Species Specialist Group*) de l'IUCN s'est tenu à Auckland (Nouvelle-Zélande) en septembre 2003 ; il en a résulté la rédaction d'un projet de Plan de Prévention contre les Fourmis Envahissantes dans le Pacifique (Pacific Invasive Ant Group, 2004).

Le Plan de Prévention contre les Fourmis Envahissantes dans le Pacifique a été présenté et ratifié par 21 pays et territoires des îles du Pacifique présents à la réunion de l'OPVP, qui a eu pour intitulé « Biosécurité Régionale, Protection des Végétaux et Santé Animale » et s'est tenue à l'initiative de la CPS à Suva (Fidji) en mars 2004. Comme le Plan de Prévention d'introduction de *Solenopsis invicta* de Hawaii, le Plan de Prévention contre les Fourmis Envahissantes dans le Pacifique reste un concept, mais l'ISSG et d'autres organisations travaillent (sans succès pour l'heure) à obtenir les fonds internationaux nécessaires à la mise en œuvre du plan avec l'aide de la CPS. Ce projet est une occasion unique pour les organisations liées à l'agriculture et à la conservation de travailler avec des structures d'assistance internationales et bilatérales aux niveaux régional et national pour la mise en place nécessaire et urgente d'un outil de quarantaine. Accroître la protection par le jeu de la quarantaine est absolument indispensable aux PICT pour gérer le problème des invasions qui menacent l'agriculture et la biodiversité.

La cicadelle à ailes vitreuses, Homalodisca coagulata

La cicadelle à ailes vitreuses *Homalodisca coagulata,* un cicadidé xylophage (Homoptera), est indigène du sud-est des États-Unis et du nord-est du Mexique. Dans son habitat indigène de Floride, ses hôtes végétaux recensés à ce jour appartiennent à 71 genres de 37 familles (Hoddle et *al*., 2003). Probablement transportée *via* des végétaux d'ornement, elle s'est établie dans le sud de la Californie (USA) à la fin des années 1980. Après une période de latence, ses populations ont explosé au début et au milieu des années 1990. L'insecte a rapidement agrandi son aire de répartition, s'étendant vers le nord pour occuper le centre de la Californie. Cet insecte est aujourd'hui considéré comme un nuisible majeur de l'agriculture californienne, où il se nourrit et se reproduit sur plus de 300 espèces végétales, dont des espèces de grandes cultures, des espèces ornementales urbaines et des espèces végétales autochtones. La principale menace de cet insecte repose sur sa capacité à véhiculer une bactérie, *Xylella fastidiosa*, qui se multiplie dans le xylème et produit des sécrétions, ce qui obstrue les canaux vasculaires et tue finalement le végétal par stress hydrique. En Californie, la vigne risque d'être menacée par ce nouveau couple vecteur-pathogène. Il faut savoir que dans cet État la production de vin, de raisin de table et de raisins secs représente un chiffre d'affaires de plusieurs milliards de dollars. Par ailleurs, la vigne représente une importance économique dans de nombreuses autres parties du monde. La cicadelle à ailes vitreuses est ainsi devenue l'un des insectes envahissants les plus redoutés en raison de l'augmentation de l'activité du commerce mondial. Sa présence dans un pays créera une levée de bouclier de la part de ses partenaires commerciaux en raison du risque majeur qu'elle génère, particulièrement dans le Sud-Ouest du Pacifique, où la Nouvelle-Zélande et l'Australie ont une importante production viticole et des climats propices à l'établissement du ravageur. En outre, si elle est présente en compagnie de la bactérie *Xylella*, la cicadelle à ailes vitreuses peut constituer une forte menace pour les végétaux autochtones et les écosystèmes des îles du Pacifique.

L'espèce a été détectée pour la première fois à Tahiti en 1999, et ses populations ont explosé en quelques années, s'étendant à Moorea en 2002, puis à Huahine, Bora Bora et Raiatea en 2004. Cette cicadelle qui se multiplie rapidement et toute l'année sous le climat humide et chaud de la Polynésie française, alors qu'elle ne se reproduit qu'au printemps et en été en Californie, ne semble localement pas avoir de compétiteurs significatifs, et paraît toxique pour les araignées prédatrices potentielles. Si la présence de *Xylella* n'est pas encore avérée en Polynésie française, les densités de cicadelle à ailes vitreuses y sont si élevées que leur importante quantité d'excréments « tombant en pluie » des arbres à Tahiti et Moorea ont valu à l'espèce le nom local de « mouche

pisseuse ». En conséquence, l'île de Tahiti est frappée dans ses exportations en raison de possibles contaminations, suite à la découverte de cicadelles à ailes vitreuses dans des expéditions de poissons provenant de cette île en direction d'Hawaii (Mach Fukada, ministère hawaïen de l'Agriculture, communication personnelle à L. Loope, juin 2005).

Le contrôle biologique de la cicadelle à ailes vitreuses est tenté en Californie (Hoddle, 2005), sans résultat probant à ce jour, et des agents potentiels de lutte biologique sont en cours d'essais sur des insectes très proches à Tahiti. L'espèce a atteint Hawaii en 2004, mais il apparaît qu'un agent de lutte biologique spontané, un parasite, l'un des agents potentiels de lutte biologique présent, mais inefficace en Californie, limite pour l'heure son extension.

Les cochenilles ravageurs de Pandanus spp.

Le genre *Pandanus* est une importante source de fibres pour les sociétés traditionnelles mélanésiennes, polynésiennes et micronésiennes : la Nouvelle-Calédonie en compte 18 espèces dont 16 endémiques (Jaffré et *al*., 2004). Compte tenu de l'intérêt patrimonial et culturel que présentent ces espèces et de l'expérience acquise dans d'autres régions du Pacifique, la Nouvelle-Calédonie aurait tout intérêt à se prémunir contre toute introduction de leurs parasites. En guise d'étape préliminaire, nous dressons ici la liste des insectes connus comme étant des ravageurs de *Pandanus,* et des maladies qui affectent ce genre dans les îles du Pacifique.

Sur l'île de Maui (Hawaii) une cochenille, *Thysanococcus pandani* Stickney (Hemiptera : *Halimococcidae*), attaque l'espèce côtière *P. tectorius* et lui cause de graves dommages, entraînant parfois la mort. Cet insecte, seulement connu de Java et de Singapour (*Hawaii Biological Survey*), a fait son apparition à Hawaii en 1995 dans un jardin botanique de Hana (île Maui) et s'est répandu sur toute la côte Nord de l'île, sans avoir encore atteint d'autres îles de l'archipel.

À la fin des années 1920, la plupart des *P. tectorius* et *P. spurius* de Rarotonga (îles Cook) auraient été détruits par *Laminicoccus pandani* (Hemiptera : *Pseudococcidae*). Dans les années 1980, de vastes plantations de *P. tectorius* d'Atiu et de Mangaia auraient également été détruites par *L. pandani* (Gerald McCormack et Gillian Watson, communication personnelle à L. Loope, 2003). Outre *L. pandani*, plusieurs espèces de *Pseudococcidae* de la région Pacifique, telles *L. vitiensis* et *L. grallator,* sont également connues pour s'attaquer aux *Pandanus* (Gillian Watson, communication personnelle à L. Loope, 2003).

Jamella australiae (Hemiptera : *Flatidae*), endémique du nord du Queensland, provoque un grave dépérissement terminal de *P. tectorius* dans le sud du Queensland (Smith et Smith, 2000).

En juin 2003, Andrew Geering[1] rapportait qu'un virus responsable de dommages sur les populations naturelles de *P. tectorius* dans le sud-est du Queensland était en cours de caractérisation.

---

[1] Senior Plant Pathologist Department of Primary Industries, Indooroopilly, Queensland, Australie Andrew.Geering@dpi.qld.gov.au

La cochenille des cycas, Aulacaspis yasumatsui

La cochenille *Aulacaspis yasumatsui* Takagi (Hemiptera : *Diaspididae*) que l'on sait maintenant autochtone de Thaïlande et du sud de la Chine, a été décrite pour la première fois en 1972 à partir d'un prélèvement opéré sur un *Cycas* sp. de Bangkok (Thaïlande) où elle est considérée comme un nuisible indigène des cycas (Howard et *al*., 1999). Trouvée pour la première fois hors d'Asie du Sud-Est sur des cycas d'ornement à Miami en 1996 (Floride - Howard et *al*., 1999) et à Hawaii en 1998 (Heu et *al*., 1999), elle a été détectée à Guam fin 2003, également sur un cycas d'ornement (*Cycas revoluta*) devant l'hôtel « Hyatt Regency » de la station balnéaire de Tumon Bay. Dans les deux années qui ont suivi, *A. yasumatsui* s'est étendue aux deux-tiers nord de l'île de Guam, infestant et tuant les cycas à la fois d'ornement et indigènes : parmi eux, *C. micronesica*, un endémique de la Micronésie, y est particulièrement sensible et peut présenter un taux de mortalité de 100 %. Le Gouvernement de Guam, très préoccupé, multiplie les efforts pour trouver des agents de lutte biologique adaptés. Cependant, en raison de l'extension rapide de la cochenille (conséquence d'un transport éolien très efficace), certains redoutent la perte de la totalité de la population de *C. micronesica* (1,5 million) de Guam avant qu'un agent de lutte biologique ne soit identifié et mis en application (Anne Brooke, communication personnelle à L. Loope, juin 2005). Si les pépiniéristes de Guam expédient fréquemment des plants de *C. micronesica* vers les autres îles micronésiennes, *A. yasumatsui* n'y a pas encore été détecté.

Comme de nombreux végétaux vasculaires primitifs de Nouvelle-Calédonie, les cycas constituent un groupe ancien de végétaux apparus bien avant d'autres taxons du règne. S'il existe 185 espèces de cycas dans le monde, la Nouvelle-Calédonie n'en héberge qu'une seule indigène, *C. celebica*, qui appartient aux formations halophytes (Jaffré et *al*., 2004). Le cas de l'effet de l'introduction de la cochenille des cycas sur *C. micronesica* à Guam constitue un exemple particulièrement pertinent pour la Nouvelle-Calédonie, un archipel qui compte plusieurs douzaines d'espèces de gymnospermes primitifs. Une remarque contradictoire, toutefois : *Araucaria columnaris*, une espèce de gymnosperme primitif endémique de Nouvelle-Calédonie, semble avoir été plantée sous les Tropiques dans le monde entier sans qu'elle ait été victime d'attaques sérieuses d'insectes et de maladies à ce jour.

La chenille urticante de Darna pallivitta

Darna pallivitta (Moore) (Lepidoptera : *Limacodidae*) est indigène de l'Asie du Sud-Est où elle s'attaque aux palmiers (cocotiers et palmiers d'arec) et à des végétaux herbacées (Cock et *al*., 1987). Elle a été découverte sur des palmiers d'une pépinière de l'île d'Hawaii en 2001. Ce papillon s'est rapidement établi en dépit des efforts d'éradication des pépiniéristes locaux et, s'il est maintenant considéré comme un ravageur relevant de la réglementation de quarantaine, il pose également des problèmes de santé publique car sa chenille, dont la longueur atteint 2,5 cm, est dotée de poils urticants qui infligent des piqûres douloureuses (Conant et *al*., 2002).

En 2004, Larry Nakahara (*Plant Pest Control Manager* du ministère hawaïen de l'Agriculture, HDOA) a réalisé avec succès un voyage exploratoire à Taïwan pour rechercher des ennemis naturels de cette espèce. Les études attentives des entomologistes et taxonomistes du HDOA ont montré que certaines des larves collectées par Nakahara et d'autres à Taïwan étaient parasitées à la fois par une guêpe

endoparasite ptéromalide et par une guêpe ectoparasite inconnue, et qu'elles présentaient par ailleurs des signes de présence d'un parasitoïde tachinide. La guêpe ectoparasite est en cours de multiplication et fait l'objet d'étude en quarantaine afin de déterminer son potentiel d'agent de lutte biologique. Des accords ont été passés pour l'envoi à Hawaii de prélèvements supplémentaires en provenance de Taïwan[2].

Nakahara aurait découvert que *D. palavitta* était commune dans plusieurs pépinières de Taïwan, où elle est apparemment un ravageur indigène.

Les moustiques culicoïdes, Culicoides spp.

Les moustiques culicoïdes du genre *Culicoides* qui comporte plus de 1 000 espèces, et de trois autres genres de la même famille des *Ceratopogonidae* posent de graves problèmes de santé humaine et vétérinaire dans de nombreuses régions du globe. S'ils sont essentiellement présents dans les régions tropicales et subtropicales continentales où l'on trouve des espèces à l'écologie et aux effets divers, ils sont en général absents des îles océaniques, à la seule exception notable du *no-no* de Polynésie française. Les femelles adultes de nombreuses espèces, hématophages, se nourrissent sur des vertébrés et sont source d'inconfort, mais également vectrices de virus, de protozoaires et de nématodes pathogènes pour l'homme et pour la faune sauvage et domestique (Mullen, 2002). Leur impact sur les oiseaux insulaires peut être important (Loope et *al*., 2001).

Vertébrés

La grenouille Coqui, Eleutherodactylus coqui

Cette petite grenouille arboricole des Caraïbes (jusqu'à 4 à 5 cm), au développement direct et au chant puissant et perçant, a été signalée établie sur l'île d'Hawaii en 1997 où elle serait parvenue 5 à 10 ans auparavant dans des végétaux en pots (Kraus et *al*., 1999 ; Kraus et Campbell, 2002). L'espèce, dispersée par les végétaux issus des pépinières infestées, y a constitué des centaines de populations (Kraus et Campbell, 2002), certaines atteignant l'altitude de 1 170 m. Depuis, l'espèce a colonisé trois autres îles hawaïennes principales, pour le moins.

Si dans son habitat d'origine de la forêt pluviale de Porto Rico, *E. coqui* atteint des densités de plus de 20 000 individus à l'hectare qui capturent en moyenne 114 000 proies / ha / nuit, il a été montré qu'à Hawaii ces densités sont supérieures. Et si *E. coqui* envahissait tout le domaine forestier préservé de cette île, ses effets sur les communautés et les espèces autochtones pourraient être importants :

1) une pression de prédation excessive sur la faune d'arthropodes autochtones, essentiellement des insectes et des araignées, dont nombre d'espèces sont déjà au

[2] http://www.hawaiiag.org/hdoa HDOA e-news, November 2004

bord de l'extinction en raison de la présence d'autres prédateurs et parasitoïdes allochtones ;

2) un effet indirect sur les oiseaux indigènes, la majorité d'entre eux étant partiellement ou totalement insectivores ;

3) des effets en cascade sur la chaîne alimentaire.

En effet, l'abondance du batracien peut contribuer à l'accroissement de l'effectif déjà important de populations de prédateurs introduits (rats et mangoustes, entre autres), qui eux-mêmes augmenteraient leur pression de prédation sur les oiseaux autochtones (Kraus et *al*., 1999).

À ce jour, les efforts pour gérer cette espèce à Hawaii ont porté sur :

1) le suivi de l'extension de son aire de répartition ;

2) la recherche d'un agent toxique efficace qui pourrait être utilisé en toute sécurité pour l'éliminer ;

3) l'information du public et des pépiniéristes sur le risque engendré par cette espèce et la nécessité de limiter son expansion et, éventuellement, de l'éradiquer.

Si une petite partie de la communauté locale est favorable à sa préservation, le chant perçant de cette grenouille gêne le sommeil de nombreux résidents. Cette gêne a une incidence sur l'industrie hôtelière et le prix de l'immobilier, ce qui permet d'espérer qu'il sera politiquement possible d'œuvrer à des projets d'éradication de l'espèce sur certaines îles de l'archipel[3].

La grenouille Coqui a été signalée pour la première fois à Guam en février 2004, ce qui n'est pas surprenant puisque 30 pépiniéristes de Guam importent des végétaux d'Hawaii. Le Gouvernement de Guam a depuis lors mis en place un plan en quatre points pour répondre au problème :

1) la localisation des populations ;

2) la révision des exigences relatives aux importations de végétaux en provenance d'Hawaii ;

3) le développement d'une stratégie de gestion pour contrôler ou éradiquer l'espèce dans les zones clés ;

4) et l'institution d'une campagne de prise de conscience du public pour localiser les nouvelles infestations (Gee et *al*., 2004).

À noter que la Nouvelle-Calédonie est totalement dépourvue d'espèce d'amphibien autochtone, la seule présente actuellement étant la rainette verte et dorée, *Litoria aurea*, introduite à la fin du XIXe siècle en Grande Terre depuis l'Australie (Bauer et Vindum, 1990 ; Bauer et Sadlier, 2000).

---

[3] Voir : http://www.hear.org/AlienSpeciesInHawaii/species/frogs/index.html et, pour le chant des grenouilles : http://www.hear.org/AlienSpeciesInHawaii/species/frogs/#peopleproblems

Le boiga brun arboricole, Boiga irregularis, et autres serpents

La plupart des îles du Pacifique sont dépourvues de serpents terrestres autochtones. En conséquence, les oiseaux et reptiles de ces îles n'ont pas développé de comportements adaptés à ces prédateurs. L'introduction du boiga brun, *Boiga irregularis*, sur l'île de Guam, au lendemain de la deuxième guerre mondiale, vraisemblablement à la suite de la perte involontaire d'un chargement, illustre les effets que les serpents allochtones peuvent avoir sur les composantes autochtones d'écosystèmes insulaires. Quarante ans après cette introduction, les populations de boiga brun de cette île ont atteint des densités de 100 individus par ha. Pendant ce même laps de temps, l'espèce y a exterminé 9 des 12 espèces autochtones d'oiseaux forestiers qui étaient présentes en 1945 et environ la moitié des espèces autochtones de lézards. Elle a par ailleurs mis en danger d'extinction les trois espèces indigènes d'oiseaux forestiers survivantes et l'ensemble des espèces de chauves-souris frugivores (Savidge, 1987 ; Rodda et *al*., 1997, 1999). Enfin, une très forte réduction des effectifs de populations d'oiseaux, de mammifères et de lézards introduits a également été enregistrée (Savidge, 1987 ; Rodda *et al*., 1999). Les conséquences de l'introduction de ce serpent ne sont cependant pas uniquement écologiques. À titre d'exemple, il est à l'origine d'environ 100 coupures annuelles d'électricité à l'échelle locale ou insulaire. Ces ruptures d'alimentation ont pour conséquence économique des millions de dollars de pertes dues à l'altération des équipements électriques, aux coûts des réparations et à la perte de productivité du travail.

Suite à cet exemple sur Guam, une prise de conscience des conséquences écologiques et économiques qu'aurait l'introduction de ce serpent sur d'autres îles a émergé au milieu des années 1980. Elle a abouti à la création d'un programme inter-administrations de prévention de l'introduction du boiga brun basé sur Guam, son programme de recherche associé étant localisé à Fort Collins (Colorado, USA). Le programme de prévention repose sur l'inspection approfondie des marchandises et des navires quittant l'île (mesure laissée cependant au bon vouloir des affréteurs) et sur des mesures visant à réduire les populations des zones portuaires (Brown Tree Snake Control Plan[4]). Depuis la mise en place de ce programme en 1995, le nombre d'exportations de boiga brun vers d'autres pays (par exemple, Hawaii) a fortement diminué. À noter cependant que ce programme, qui a montré qu'une réponse globale et coordonnée aux menaces engendrées par une espèce allochtone particulièrement envahissante peut être construite et appliquée avec succès (Colvin et *al*., 2005)[5], voit sa pérennité incertaine, son financement étant remis en cause annuellement. Par ailleurs, le risque de dispersion du boiga brun à partir d'autres sources que Guam perdure.

Il est suggéré parfois que le boiga brun constitue un exemple unique quant à sa capacité à dévaster les communautés insulaires et que d'autres espèces de serpents ne poseraient pas de problèmes aussi graves (McKeown, 1996). L'histoire révèlera peut-être que cette hypothèse est exacte, mais force est de constater que plusieurs espèces d'ophidiens ont envahi un nombre de plus en plus important d'îles (Loope et *al*., 2001).

---

[4] http://www.anstaskforce.gov/BTS%20Control%20Plan.htm

[5] Les sites web suivants sont aujourd'hui d'excellentes ressources d'information sur le boiga brun arboricole et sur les efforts consentis pour éviter sa propagation :
http://www.mesc.usgs.gov/resources/education/bts/bts_home.asp
http://www.aphis.usda.gov/ws/btsproj.html
http://www.invasivespecies.gov/profiles/bts.shtml

À titre d'exemple, le python de Birmanie (*Python molarus bivittatus*) s'est établi dans la partie quasi-insulaire de la Floride du Sud (USA) (Snow et Oberhofer, 2005). Hawaii a également enregistré ces trente dernières années une forte augmentation du nombre d'introductions, en majeure partie illégales, d'espèces de reptiles au titre d'animaux de compagnie. Nombre d'entre elles se sont établies dans le milieu naturel à la suite de leur libération par leur propriétaire. En dépit de l'institution de fortes peines en cas d'importation ou de détention de toute espèce de serpent (jusqu'à 200 000 dollars d'amende et 3 ans de prison), l'établissement de nouvelles espèces demeure hautement probable en raison de l'absence de rigueur dans l'application de la loi (Kraus et Cravalho, 2001). L'augmentation du nombre d'espèces disponibles sur le marché international des nouveaux animaux de compagnie (NEC) accentue le risque de les voir introduites dans le milieu naturel particulièrement fragile des îles du Pacifique. En effet, nombre d'espèces d'ophidiens sont susceptibles de s'avérer aussi dangereuses pour les avifaunes et herpétofaunes autochtones que le boiga brun, si l'on en juge par leur caractère généraliste. Parmi les espèces les plus courantes présentes en animalerie, les boas (*Boa*), les pythons (*Python*), les couleuvres des blés et les couleuvres obscures (*Elaphe*), les serpents rois (*Lampropeltis*), et les couleuvres à nez mince (*Pituophis*) sont de bons candidats à l'invasion (Kraus et Cravalho, 2001). D'autres espèces de reptiles allochtones, lézards moniteurs et caméléons, déjà présentes à Hawaii pourraient également avoir de funestes conséquences pour les oiseaux indigènes des îles du Pacifique (Loope et *al*., 2001).

Le risque qu'engendrerait l'introduction d'amphibiens et de reptiles en Nouvelle-Calédonie est majeur si l'on considère l'extraordinaire richesse de l'herpétofaune du territoire qui compte actuellement 82 espèces, dont 68 endémiques, ainsi que son importante avifaune qui comporte 109 espèces, dont 21 endémiques (Pascal et *al.*, ce volume).

Bibliographie

BAUER A.M., SADLIER R.A., INEICH I. (trad.), 2000 - *The Herpetofauna of New Caledonia*. Ithaca, Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 310 p.

BAUER A.M., VINDUM J.V., 1990 - A Checklist and key to the Herpetofauna of New Caledonia, with Remarks on Biogeography. *Proceedings of the Academy of Sciences*, 47(2) : 17-45.

BLU BUHS J., 2004 - *The Fire Ant Wars: Nature, Science, and Public Policy in Twentieth-Century America.* Chicago, Illinois University of Chicago Press: 216 p.

CHUAN Q., CHAN T., 2005 - Measures in place to battle red fire ant. *China Daily*, 02/01/2005 En ligne : http://www.chinadaily.com.cn/english/doc/2005-02/01/content_413867.htm

COCK M.J.W., GODFRAY H.C.J., HOLLOWAY J.D., GREATHEAD A.H., 1987 - *Slug and Nettle Caterpillars: the biology, taxonomy, and control of the Limacodidae of economic importance on palms in South-east Asia*. Wallingford, CAB International, 270 p.

COLVIN B.A., FALL M.W., FITZGERALD L.A., LOOPE L.L., 2005 - *Review of brown treesnake problems and control programs: report of observations and*

recommendations. Prepared at the request of the U.S. Department of Interior, Office of Insular Affairs, for the Brown Treesnake Control Committee, 53 p.

CONANT P., HARA A.H., NAGAMINE W.T., KISHIMOTO C.M., HEU R.A., 2002 - Nettle Caterpillar, *Darna pallivitta* Moore. (Lepidoptera: Limacodidae). *New Pest Advisory* 01-03. Revised March 2002, 2 p.

DAVIS L.R., VANDER MEER R.K., PORTER S.D., 2001 - Red imported fire ants expand their range across the West Indies. *Florida Entomologist*, 84(4): 735-736.

GEE D.E., VICE D.L., VICE D.S., 2004 – « Recent Caribbean tree frog introductions from Hawaii to Guam. Abstract ». *In 2004Hawaii Conservation Conference*, Honolulu, Hawaii: 11.

HEU R.A., CHUN M., NAGAMINE W. T., 1999 - Sago Palm Scale *Aulacaspis yasumatsui* Takagi (Homoptera: Diaspididae). *Pest Advisory 99-01. Revised September 2003*, 2 p.

HODDLE M.S., 2005 - Progress on tackling Glassy-Winged Sharpshooter invasions in California and the South Pacific. *Biocontrol News & Information*, 26(1), March 2005

HODDLE M.S., TRIAPITSYN V., MORGAN D.J.W., 2003 - Distribution and plant association records for *Homalodisca coagulata* (Hemiptera: Cicadellidae) in Florida. *Florida Entomologist*, 86(1): 89-91.

HOWARD F.W., HAMON A., MCLAUGHLIN M., WEISSLING T., 1999 - *Aulacaspis yasumatsui* (Homoptera: Sternorrhyncha: Diaspididae), a scale insect pest of cycads recently introduced into Florida. *Florida Entomologist*, 82: 14-27.

JAFFRÉ T., MORAT P., VEILLON J.M., RIGAULT F., DAGOSTINI G., 2004 - *Composition et caractérisation de la flore indigene de Nouvelle-Calédonie*, seconde édition. Nouvelle-Calédonie, Centre IRD de Nouméa, 121 p.

KRAUS F., CAMPBELL E.W., 2002 - Human-mediated escalation of a formerly eradicable problem: the invasion of Caribbean frogs in the Hawaiian Islands. *Biological Invasions*, 4(3): 327-332.

KRAUS F., CAMPBELL E.W., ALLISON A., PRATT T.K., 1999 - *Eleutherodactylus* frog introductions to Hawaii. 1999. *Herpetological Review*, 30(1) : 21-25.

KRAUS F., CRAVALHO D., 2001 - The risk to Hawaii from snakes. *Pacific Science*, 55(4): 409-417.

KRUSHELNYCKY P.D., LOOPE L.L., REIMER N.J., 2005 - The ecology, policy and management of ants in Hawaii. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*, 37: 1-25.

LOOPE L.L., HOWARTH F.G., KRAUS F., PRATT T.K., 2001 - Newly emergent and future threats of alien species to Pacific landbirds and ecosystems. *Studies in Avian Biology*, **22** : 291-304.

MCKEOWN S., 1996 - *A field guide to reptiles and amphibians in the Hawaiian Islands*. Los Osos, CA, Diamond Head Publishers, 172 p.

MULLEN G.R., 2002 – « Biting midges (Ceratopogonidae) ». *In* Mullen G. & Durden L. (eds.) *Medical and veterinary entomology*. New York, Academic Press : 163-183.

NISHIDA G.M., EVENHUIS N.L., 2000 – « Arthropod pests of conservation significance in the Pacific: a preliminary assessment of selected groups ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 115-142.

PACIFIC INVASIVE ANT GROUP, 2004 - *Pacific ant prevention plan. A proposal prepared for the Pacific Plant Protection Organisation and Regional Technical Meeting*

for Plant Protection. On behalf of the IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). March 2004 & www.issg.org/PAPP.htm

RODDA G.H., FRITTS T.H., CHISZAR D., 1997 - The disappearance of Guam's wildlife. *Bioscience*, 47: 565-574.

RODDA G.H., FRITTS T.H., MCCOID M.J., CAMPBELL III E.W.., 1999 - « An overview of the biology of the brown treesnake, *Boiga irregularis*, a costly introduced pest on Pacific Islands ». *In* Rodda G. H., Sawai Y., Chiszar D., Tanaka H. (eds.): *Problem snake management: The habu and the brown treesnake*. Ithaca, NY, Cornell University Press: 44-80.

SAVIDGE J.A., 1987 - Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology*, 68: 660-668.

SHERLEY G. (ed), 2000 - *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme, 190 p.

SMITH N. J., SMITH D., 2000 - Studies on the flatid *Jamella australiae* Kirkaldy causing dieback in *Pandanus tectorius* var. *pedunculatus* (A.Br.) Domain on the Sunshine and Gold Coasts in southeast Queensland. *General and Applied Entomology*, 29: 11-20.

SNOW R.W., OBERHOFER L., 2005 – « Disposable pets, unwanted giants: Pythons in Everglades National Park ». *In: Natural Resource Year in Review –A portrait of the year in natural resource stewardship and science in the National Park System*. Washington, D.C., National Park Service, U.S. Department of the Interior: 35.

TSCHINKEL W.R., 1993 - « The fire ant (*Solenopsis invicta*) : still unvanquished ». *In* McKnight B.N. (ed.): *Biological Pollution. The Control and Impact of Invasive Exotic Species*. Indianapolis, Indiana Academy of Science: 121-136.

VINSON S.B., 1997 - Invasion of the red imported fire ant (Hymenoptera: Formicidae): spread, biology, and impact. *American Entomologist*, 43(1): 23-39.

 © IRD, 2006

QUESTION 3

Probabilité d'invasion biologique et environnement local

Alban THOMAS[1], Andy SHEPPARD[2], Estelle GOZLAN[3]

[1] INRA / LERNA, Université des sciences sociales, 21, allée de Brienne - 31000 Toulouse – Courriel : Thomas@toulouse.inra.fr

[2] CSIRO Entomology, GPO Box 1700, Canberra, ACT 2601, Australia – Courriel : Andy.sheppard@csiro.au

[3] INRA / INA-PG - Économie Publique, BP 01 - 78850 Grignon – Courriel : Esgozlan@grignon.inra.fr

Résumé

Nous identifions, pour les espèces décrites comme menaçantes dans le contexte de la Nouvelle-Calédonie, les caractéristiques locales de l'environnement et du système de surveillance identifiées comme essentielles pour évaluer la probabilité d'invasion dans le contexte néo-calédonien. Il s'agira de présenter la succession d'évènements conduisant à un envahissement du milieu (importation volontaire ou non, installation, propagation durable, etc.) et de mettre en lumière les points de contrôle possibles associés à chaque étape du processus de l'invasion. Cette note tient compte en particulier de la situation « en bout de chaîne » des îles de l'archipel dans leurs relations avec la Grande Terre. Sur la base de la littérature existante et des données disponibles (économiques, commerciales) pour la Nouvelle-Calédonie, nous proposons une liste des voies d'introduction et des facteurs de propagation particulièrement préoccupants. Les différentes étapes d'un processus d'invasion comprennent l'introduction, l'établissement et la propagation. Les différents facteurs liés à l'environnement humain et naturel sont discutés dans la première section, en insistant

sur l'importance de la prise en compte de l'hétérogénéité des situations, ainsi que sur l'importance différenciée de ces facteurs selon l'étape du processus d'invasion. L'évaluation de la probabilité d'invasion est ensuite discutée sur la base de la littérature existante. Dans la littérature, la majorité des articles se concentrent sur l'évaluation de la probabilité d'introduction, en relation avec les flux commerciaux (importations) et de passagers (tourisme). En conséquence, les performances des moyens d'action proposés pour réduire l'introduction d'espèces pourront être plus facilement évaluées que des mesures d'éradication par exemple, sur la base de travaux réalisés dans d'autres pays. Les points de contrôle possibles sont présentés, en relation avec les grands types d'action possibles : interdiction / prévention, contrôle et éradication. Cette approche par les points de contrôle est inspirée de l'approche HACCP, recommandée par les grands organismes internationaux pour le contrôle d'autres risques (sanitaires notamment) lorsque la sécurité dépend d'une chaîne d'évènements. On procède ensuite à une revue de la littérature sur l'évaluation des probabilités d'invasion, selon les régions du monde : Australie, Nouvelle-Zélande, Hawaii, Afrique du Sud, etc. Les implications pour le cas de la Nouvelle-Calédonie sont présentées, en reprenant les facteurs locaux influençant les probabilités d'invasion, et les avantages et les inconvénients des points de contrôle possibles. Nous concluons que les invasions involontaires par voies d'entrée commerciales (containers) sont associées à des probabilités non négligeables en raison de l'insuffisance des moyens de contrôle néo-calédoniens à la frontière. De plus, la probabilité d'invasions par introduction volontaire de la part de particuliers, ou de pépiniéristes, est particulièrement forte et nécessite une remise à niveau rapide des dispositifs de contrôle des envois postaux en particulier. Enfin, la fragmentation du territoire, la structure des exploitations agricoles, et le fait que la Nouvelle-Calédonie soit constituée en archipel sont autant de facteurs indiquant que la probabilité d'établissement et de propagation est relativement élevée.

Introduction

L'intrusion d'espèces envahissantes dans un écosystème préexistant est souvent appréhendée par les économistes des ressources naturelles et de l'environnement comme un type particulier de pollution. En d'autres termes, que l'invasion biologique ait une cause volontaire liée à l'activité économique (usage de l'espèce à des fins commerciales, par exemple) ou involontaire (tourisme, commerce international), un dommage est généralement engendré par cette invasion. Nous définirons le risque d'invasion comme la probabilité d'aboutissement d'un processus complet, de l'introduction de l'espèce à sa propagation, en passant par son établissement, et conduisant à un dommage environnemental caractérisé (c'est-à-dire identifié). À la différence d'autres risques environnementaux (accident industriel, catastrophe naturelle) dont l'occurrence est plus brutale et les effets plus immédiats, l'évaluation du risque associé à une invasion doit intégrer la capacité de l'écosystème récepteur à absorber les « chocs » liés aux introductions, sur une période relativement longue. Cette capacité est affectée par des choix issus en partie des circonstances économiques locales, d'où la nécessité de tenir compte de facteurs à la fois biologiques et économiques. Plus précisément, la succession d'évènements conduisant à un envahissement du milieu récepteur doit être analysée avec, pour chaque étape du processus, la probabilité associée ainsi que les caractéristiques locales du milieu.

Un autre aspect important distingue les invasions biologiques d'autres phénomènes de pollution traités par les économistes : le fait que des dommages *a priori* très élevés soient associés à une probabilité d'occurrence très faible. On parle alors de risques catastrophiques, apparentés à des épisodes naturels extrêmement rares (irruptions volcaniques, tsunamis, catastrophes industrielles du type Seveso) pour lesquels l'aptitude à probabiliser peut être remise en cause.[1]

Une difficulté tient à la définition retenue ci-dessus concernant l'invasion d'espèces exotiques. En effet, le caractère discret (dichotomique) de l'évènement, à savoir invasion ou non-invasion comme processus durable, ne permet pas de prendre en compte la graduation des dommages comme fonction de l'ampleur de l'invasion. Une autre possibilité serait alors de considérer une valeur seuil de la probabilité d'invasion, au-delà de laquelle les dommages environnementaux seraient considérés comme significatifs. L'on ne s'intéressera alors non pas à la probabilité d'invasion *stricto sensu*, mais à l'évènement pour lequel « la probabilité que les dommages soient supérieurs à X % est supérieure à Y % ». Nous reviendrons sur ce point plus tard.

Dans la démarche retenue ici, on présentera les étapes successives du processus de l'invasion afin d'identifier les acteurs économiques, les facteurs et les contextes à risque, et éventuellement afin de mettre en évidence des points critiques (méthode HACCP) en vue d'un meilleur contrôle. Cette approche linéaire, même si elle souffre

[1] Dans les cas extrêmes d'occurrence trop rare, voire inexistante, on parlera alors d'incertitude plutôt que de risque, cette dernière notion faisant référence à des évènements probabilisables mobilisant des distributions statistiques « régulières ».

d'une schématisation réductrice, nous semble acceptable étant donné la nature de la Nouvelle-Calédonie comme milieu récepteur (archipel possédant une île principale).

Les différentes étapes du processus d'invasion biologique peuvent être résumées de la façon suivante. Tout d'abord, l'introduction de l'espèce dans le milieu, de façon volontaire ou non, constitue la condition initiale du processus ; elle a majoritairement une origine humaine. La deuxième étape réside dans l'établissement ou la naturalisation, et est tributaire du degré de résistance et d'acclimatation de l'espèce. La troisième et dernière étape de l'invasion est la propagation de l'espèce à partir de ses foyers d'établissement. Une action de contrôle est envisageable lors de chacune des trois étapes de ce processus, et des considérations autant techniques qu'économiques doivent être prises en compte pour juger de la pertinence de ces actions.

Analyse générale des processus d'invasion

Introduction de l'espèce dans le milieu

La première étape d'un processus d'invasion concerne l'introduction de l'espèce, volontaire ou non, *via* des vecteurs relativement nombreux (*pathways*). Burgiel et ses collaborateurs (2005) identifient par exemple 14 possibilités d'introductions volontaires directement dans l'environnement, 8 types d'introductions volontaires initialement contrôlées, et 17 voies d'introductions involontaires (Tableau 1). La nature de l'invasion joue de façon triviale un rôle déterminant dans la probabilité d'invasion, mais aussi dans le nombre et les caractéristiques des points de contrôle possibles. L'importance de cette distinction est également majeure d'un point de vue économique : comme on le verra dans la suite, une invasion volontaire obéit bien souvent à des considérations économiques ou commerciales directes, c'est-à-dire que l'introduction vise à combler un manque ou à satisfaire un besoin ressenti par une population ou par des acteurs locaux du milieu envahi. L'introduction possède par conséquent une valeur liée à son usage ultérieur qu'il est relativement aisé de quantifier (chiffre d'affaires attendu, etc.). Par opposition, une introduction involontaire ne correspond que rarement à un besoin exprimé par la population locale (ou le milieu) ; même si l'on ne peut pas exclure un aspect bénéfique à terme d'une introduction involontaire, le principe de rationalité devrait plutôt permettre de classer ce type d'introductions dans la catégorie de celles engendrant des dommages environnementaux[2].

[2] Si une espèce exotique ne crée pas de dommages environnementaux (connus) et correspond à un besoin local, une filière d'approvisionnement se serait déjà mise en place, à moins d'un coût de livraison à l'utilisateur final dépassant l'utilité associée à cette espèce.

Tableau 1 : Exemples de vecteurs d'introduction d'espèces envahissantes

Introductions volontaires		Introductions involontaires
Introductions directes dans l'environnement	**Introductions en captivité / endiguement**	
Agriculture Forêt Amélioration du sol Horticulture Préservation de l'environnement Lâchers de poissons Chasse et pêche Lâcher de mammifères comme source de nourriture Contrôle biologique Aide alimentaire Contrebande Usages religieux, esthétiques, médicaux	Evasion de jardins botaniques ou privés Zoos Élevage animal Apiculture Aquaculture Commerce d'animaux de compagnie Autres commerces (aquarium, horticulture d'étangs, etc.) Unités de recherche	Bâtiments, véhicules (terre, air, mer) Ballasts Nettoyage de coques (marine) Fret maritime Containers maritimes Bagages / équipements personnels Produits agricoles Contaminants des semences Terre, gravier, sable, etc. Bois Matériel d'emballage Equipements, machines et véhicules souillés (militaires, construction) Courrier postal Déchêts solides Aquaculture (parasites, maladies) Fleurs coupées Jardineries commerciales

Source : Burgiel et al., 2005

Des introductions involontaires peuvent se produire en association avec la plupart des vecteurs ou des voies mentionnées dans la liste des introductions volontaires. Un vecteur, ou une voie (*pathway*) au sens large, est défini ici comme le moyen (véhicule), le but ou l'activité (agriculture, horticulture), ou le produit (bois) par lequel une espèces exotique peut être convoyée vers une nouvelle localisation, volontairement ou non.

Introductions volontaires

Les introductions volontaires, au vu de la discussion précédente, seront donc perçues comme associées à des activités humaines permettant aux populations et/ou utilisateurs locaux de bénéficier des propriétés des espèces introduites. Le premier type d'activités appartient à la catégorie « intérêt économique » et concerne plutôt des activités mobilisant les espèces introduites comme des facteurs de production ou de recherche et développement. L'agriculture, l'horticulture, l'industrie biotechnologique et la recherche agronomique sont des exemples importants, en tant que secteurs de production à part entière, mais aussi en raison du volume d'introduction d'espèces en jeu. En Nouvelle-Zélande par exemple, on estime à 75 % la proportion de mauvaises herbes (*weeds*) menaçant l'environnement et introduites pour usage horticole (Sherley et Lowe, 2000). Dans ce premier type d'activités, il faut également mentionner l'introduction d'espèces végétales avec un objectif louable : celui de créer un milieu sauvage protégé (pour exemple, les *mangrove trees* sur l'île Rodrigue dans l'océan Indien).

La deuxième catégorie d'introductions volontaires concerne les activités de « loisirs » (animaux de compagnie, jardinage, tourisme). L'échelle des activités, surtout individuelles et parfois collectives, reste modeste et l'usage des espèces introduites cantonné à une satisfaction finale (par opposition à la première catégorie où ces espèces

Retour au Sommaire

servaient de facteurs de production). Cependant, le comportement conduisant à des introductions volontaires comporte par la suite un risque non négligeable de dissémination accidentelle (culture de plantes en espace non confiné) ou volontaire (abandon ou élimination d'animaux), s'agissant d'individus peut être moins responsables. Cette hypothèse peut ainsi être motivée par une connaissance peut-être plus limitée des risques liés à certaines espèces de la part de particuliers, plutôt que de la part d'entreprises spécialisées.

La dernière catégorie d'introductions volontaires d'espèces est heureusement beaucoup rare : il s'agit d'actes de malveillance ou de sabotage, par exemple le bio-terrorisme[3]. Si les espèces végétales sont *a priori* moins concernées que les espèces animales et les substances chimiques ou radioactives, cela tient en partie à la volonté dans ce cas d'introduire des espèces dont les pouvoirs de nuisance sont reconnus, en particulier par la population dans le cas du bio-terrorisme.

Les points de contrôle associés à des introductions volontaires sont de loin les plus simples à imaginer et à mettre en place, dans la mesure où la bonne foi des « importateurs » est moins à mettre en cause (sauf dans le cas de la contrebande). Les introductions associées à des activités économiques (première catégorie ci-dessus), étant donné leur volume et leurs canaux de transmission plus institutionnalisés, peuvent faire l'objet d'un passage par un point de contrôle douanier à l'entrée du territoire. La constitution de listes « blanche », « noire » ou « grise » (éléments dont le passage dans la liste blanche / noire est soumis à des vérifications ou des demandes d'informations supplémentaires, des conditions particulières, etc.) permet dans ce cas de rejeter, définitivement ou temporairement lors de l'importation commerciale, une espèce jugée non souhaitable (méthode de quarantaine).

Les introductions volontaires à usage individuel ou collectif de loisirs (deuxième catégorie ci-dessus) suivent le même schéma que celles d'intérêt économique, mais leur échelle plus limitée peut rendre le contrôle plus hasardeux. Cela dépend du degré de connaissance par l'individu de la dangerosité des espèces introduites, et également de son comportement (éventuellement irresponsable). La diffusion de l'information sur les listes de produits concernés par la quarantaine peut s'accompagner par un contrôle aléatoire ou systématique, en fonction du personnel et des moyens techniques disponibles.

Introductions involontaires ou accidentelles

Comme mentionné par Burgiel et ses collaborateurs (2005), les vecteurs d'introduction involontaire des espèces incluent ceux liés aux introductions volontaires pour ce qui concerne les activités humaines. Il convient cependant d'en ajouter deux catégories : 1) les vecteurs liés à une activité humaine ne mobilisant pas l'espèce *a priori* ; 2) les vecteurs naturels.

Dans la première catégorie apparaissent les projets industriels ou miniers, par exemple, qui ne font pas appel à l'espèce à proprement parler mais qui peuvent favoriser son introduction *via*, notamment, l'introduction de main-d'œuvre immigrée

[3] Voir le *Nosferatu* de F.W. Murnau (1922) pour une espèce introduite par bateau très particulière, les rats.

temporaire. Ces introductions involontaires sont vraisemblablement difficiles à détecter si le nombre d'employés migrants et/ou l'équipement contaminé est significatif. Pour de telles introductions, le point de contrôle est comparable à celui décrit précédemment pour les introductions volontaires, mais le mode de détection doit être adapté. En effet, les personnes et les marchandises importées sont susceptibles d'en être les vecteurs principaux, de façon relativement indépendante de l'activité finale. Par conséquent, ce type d'introduction est le plus aléatoire, dans la mesure où la destination économique des biens ou des personnes ne doit plus être le seul critère.

La seconde catégorie concerne des introductions plutôt accidentelles, tributaires de phénomènes naturels tels que les cyclones, les vents ou les marées. Bien entendu, la nature des invasions risque d'être bien plus limitante dans ce cas, se cantonnant ainsi à des espèces essentiellement végétales. Il apparaît difficile de proposer des points de contrôle pour un tel type d'introductions dont l'ordre de grandeur est en principe heureusement assez limité.

En résumé, le contrôle des espèces potentiellement envahissantes est d'autant plus aisé que leur introduction est volontaire et liée à une activité économique d'envergure (horticulture d'ornement, animaux, ou produits agricoles et commodités entrant dans des processus de fabrication industriels). L'introduction volontaire est par contre plus malaisée à contrôler si l'usage est individuel ou concerne de petits collectifs (tourisme, usage domestique, etc.). En ce qui concerne les introductions involontaires, le même type de critère s'applique, avec une difficulté croissante dans le décalage entre la destination finale des produits (ou des personnes) et la « vocation » de l'espèce envahissante.

Établissement (naturalisation)

Il est bien connu que, dans le processus d'invasion par une espèce exotique, la deuxième étape d'établissement est souvent caractérisée par un ralentissement de l'activité de reproduction de l'espèce, avant la phase finale de propagation. Cette deuxième étape est cruciale pour le processus d'invasion, constituant un moment d'adaptation avec le milieu naturel local. Mack et ses collaborateurs (2000) indiquent plusieurs facteurs explicatifs de cette latence, parmi lesquels la sélection naturelle favorisant des génotypes rares ou nouvellement créés en adaptation au nouvel environnement.

On peut distinguer deux sortes de facteurs favorisant l'établissement d'une espèce menaçante. La première catégorie de facteurs concerne l'environnement naturel et humain, la seconde les facteurs spécifiques à l'espèce et son mode d'introduction.

Facteurs liés à l'environnement naturel et humain

Un milieu accueillant à proximité du point d'entrée favorise naturellement l'établissement, d'autant plus que ce milieu est moins soumis à des mouvements humains ou à des épisodes climatiques inattendus. Le type de sol, les plantes-hôtes et la proximité climatique sont des exemples de tels facteurs.

Le fractionnement du milieu d'accueil joue également un rôle important, dans la mesure où ce dernier sert alors de zone refuge dont l'accès à d'autres espèces (l'homme,

en particulier) est difficile. De telles zones, relativement protégées de toute intrusion par la nature du terrain et/ou la nature limitée de l'occupation de l'espace par les activités humaines, favorisent l'établissement des espèces dont la survie suite à l'introduction peut être remise en cause. Des exemples d'établissements favorisés par un fractionnement du milieu incluent des obstacles naturels tels des bras de rivière ou de mer, des reliefs particuliers ou des sols particulièrement stériles. Bien entendu, si la probabilité d'établissement dépend de la présence d'un milieu fractionné, en contre partie il apparaît naturel de supposer que ce dernier ne sera pas un facteur important d'introduction : la difficulté d'accès favorise l'établissement mais ne favorise pas *a priori* l'introduction. Par contre, si l'invasion peut être provoquée par un effectif très réduit d'espèces à l'étape initiale, la probabilité d'établissement au final sera le produit d'une probabilité d'introduction faible et d'une probabilité d'établissement élevée pour ce type de milieu.

Enfin, le dernier type de facteurs est lié à l'environnement humain : la présence de contrôles autour du point d'entrée. Il s'agit ici de la charnière entre les deux premières phases de l'invasion : après l'introduction, mais avant le succès de l'établissement. Puisque la période de latence au cours de laquelle les espèces s'établissent dans un milieu favorable (et *a priori* protégé) est souvent longue, la probabilité de détection a de grandes chances d'être bien supérieure à celle obtenue lors de la phase d'introduction. Par conséquent, lorsque les espèces s'établissent à proximité des points d'entrée, pour lesquels la densité de population est vraisemblablement importante, la probabilité de l'établissement sera faible car celle de la détection sera importante. Par contre, pour les espèces s'établissant loin des points d'entrée, la probabilité d'établissement dépendra, pour ce qui est des facteurs humains, de l'intensité de l'activité économique et résidentielle, favorisant une détection plus rapide.

Facteurs liés à l'espèce introduite et à son mode d'introduction

On parle souvent de plasticité, ou « résilience », pour caractériser les espèces dont l'établissement est plus aisé. Meyer (2000) cite les facteurs suivants, souvent rencontrés dans les espèces particulièrement envahissantes :

- un taux de croissance rapide ;
- une maturité sexuelle précoce ;
- une forte capacité reproductive ;
- un pouvoir de dispersion effectif (par le vent, les oiseaux) ;
- une forte persistance des graines dans le sol ;
- une tolérance à une grande variété de conditions écologiques, en particulier pour la germination et la croissance.

La diversité génétique des individus introduits est un autre déterminant favorable de l'établissement (Williamson, 1996). La multiplicité des souches, par exemple, introduit une diversification supplémentaire des risques et accroît par conséquent la probabilité de succès de l'établissement. Il est à noter que cette diversité serait plutôt un facteur jouant à la baisse sur la probabilité d'introduction puisque des contrôles spécifiques sur des souches particulières ont alors plus de chances de détecter une invasion multi-formes.

Le caractère répété de l'introduction dans le milieu favorise certainement l'établissement, notamment pour des espèces plus fragiles ayant besoin d'une densité de population plus importante pour réussir leur établissement (Mack, 1995). Ceci vaut également en général pour des espèces dont la population introduite initiale est sensible à des chocs exogènes sur l'environnement ; la multiplication des sites d'introduction augmente alors la probabilité de survie de l'espèce par diversification des lieux et des conditions d'établissement.

Propagation

Selon plusieurs auteurs, la dernière étape de l'invasion, celle de la propagation, dépend autant de facteurs humains (ou naturels, mais accidentels) que de facteurs liés aux caractéristiques intrinsèques de l'espèce ou du milieu récepteur. Dans de nombreux cas répertoriés, c'est en réalité la combinaison d'un milieu favorable et d'un catalyseur exogène, sous la forme d'une modification du milieu par l'homme, qui conduit à la propagation.

Pour certaines espèces envahissantes végétales, la règle des « 3 x 10 », ou dite aussi des « un dixième », est recommandée par certains auteurs comme première approximation (Williamson et Fitter, 1997). Selon cette dernière, la probabilité de progression à l'étape suivante du processus d'invasion (de l'introduction à l'établissement, puis de l'établissement à la propagation) est égale à 10 %. Williams et ses collaborateurs (2000) considèrent cette règle comme une borne inférieure et préconisent plutôt celle du « une ou deux espèces menaçantes pour 100 introductions », ou *NZ rule*.

Facteurs liés à l'environnement (naturel et humain)

On a vu plus haut que des introductions répétées favorisent l'établissement des espèces ; il apparaît alors naturel de supposer qu'il en est de même pour la probabilité de propagation. Selon des modèles écologiques adaptés à certaines espèces (Mack, 1995), la propagation peut être causée par le dépassement de la densité maximale tolérable de l'espèce dans son milieu d'accueil. La propagation serait alors obtenue par l'abondance d'introductions de même type, dans le même milieu d'établissement.

La nature des voies de communication est un facteur plus important encore, surtout en ce qui concerne les espèces dont la phase d'établissement est courte. De façon assez triviale, ce facteur de propagation est opposé à celui du fractionnement pour la phase d'établissement d'espèces pour lesquelles cette dernière est longue. La construction de nouvelles voies de communication, l'aménagement résidentiel ou commercial, et la modification de l'occupation des sols en agriculture sont autant de facteurs de perturbation favorisant la propagation. Des facteurs humains plus ou moins accidentels, comme les incendies, sont également cités.

Facteurs liés à l'espèce

Si certains facteurs de propagation liés à l'espèce sont vraisemblablement identiques à ceux identifiés à la section « Facteurs liés à l'espèce introduite et à son mode d'introduction » ci-dessus, d'autres sont plus particulièrement liés à la probabilité de propagation. Des exemples sont fournis par Sherley et Lowe (2000) de l'utilisation

par les espèces envahissantes d'autres espèces (allochtones ou non) qui leur servent de véritables moyens de communication. Des cochons sauvages et des chèvres peuvent ainsi propager des semences suite à la consommation de plantes établies.

Les interactions avec des espèces locales pour un même taxon, en fonction des compatibilités génétiques, peuvent être considérées davantage comme des facteurs de propagation que d'établissement. Il convient d'ajouter à ce phénomène la possibilité d'hybridation (augmentation de la diversité génétique conduisant à un taux de reproduction ou de résistance supérieur). Williams et ses collaborateurs (2000) discutent de telles probabilités dans le cas de la Nouvelle-Zélande.

Évaluation des probabilités d'invasion

De nombreuses références bibliographiques traitent de l'évaluation des probabilités d'invasion, ou d'introduction comme première étape d'un processus plus complexe d'invasion (voir quelques exemples chapitre suivant). La grande majorité des travaux existants se concentrent sur des espèces particulièrement représentatives, ou associées à un dommage environnemental ou économique majeur, et/ou sur des milieux spécifiques. Il existe trois catégories de modèles : 1) ceux basés sur des critères géographiques, climatiques et/ou biophysiques ; 2) ceux utilisant des équations « gravitaires » corrélant l'effectif d'espèces envahissantes découvertes avec des données commerciales et économiques ; 3) ceux utilisant des données réelles d'inspection.

Dans la première catégorie, on peut mentionner les résultats d'un modèle d'invasion à grande échelle pour la fourmi rouge, décrit par Morrison et ses collaborateurs (2004). Utilisant des données essentiellement climatiques, les auteurs prédisent la probabilité d'invasion de cette espèce pour l'ensemble des pays du globe, y compris les îles et archipels. De tels modèles évacuent l'influence des vecteurs d'introduction mais peuvent intégrer des considérations relatives à l'établissement et à la propagation des espèces.

Par opposition, les modèles de la seconde catégorie ne s'intéressent qu'aux déterminants de l'introduction tels que le volume cumulé de marchandises importées, la taille du pays, la densité de population, etc. Le modèle de Dalmazzone (2000) constitue une version très simplifiée d'un type de modélisation gravitaire dont les paramètres sont estimés à partir d'un échantillon d'une trentaine de pays.

La troisième catégorie de modèles procède souvent d'une échelle plus fine, et pour des espèces dont le mode d'introduction est fortement spécifique (coques de bâtiment, palettes en bois, ballasts de navires, etc.)

De façon générale, plusieurs critères peuvent être avancés pour évaluer la probabilité d'invasion :

– La probabilité d'invasion est croissante avec le volume cumulé d'importations de marchandises et du trafic passager.

Ce critère concerne la probabilité d'introduction (première étape du processus). Outre les déterminants quantitatifs, tels le volume de produits importés et le nombre de

Retour au Sommaire

passagers, il importe de tenir compte de la provenance des biens et marchandises, ainsi que de la fréquence d'arrivée. Concernant les contrôles douaniers à la frontière entre les États-Unis et le Mexique, la probabilité de détection est fortement corrélée avec le mode de transport utilisé et avec le pays d'origine (Work et *al*., 2005). Quant à la fréquence des échanges, ce déterminant doit être comparé aux possibilités de contrôle et de détection locales, en particulier lors des périodes de pointe.

– La probabilité d'invasion décroît dans le temps avec celle d'invasion des autres milieux ou pays similaires.

Ce critère vaut pour les trois étapes du processus d'invasion. En effet, une espèce ayant envahi des milieux comparables et n'ayant pas encore envahi le milieu considéré aura d'autant moins de chances de le faire dans le futur. Ce critère, évoqué par Costello et ses collaborateurs (2005) dans le cadre général des grands pays industrialisés, vaut moins pour la zone Pacifique dont le développement économique est plus récent. L'accélération du commerce international avec des partenaires diversifiés doit permettre de moduler ce critère qui reste cependant intéressant à considérer dans le cas d'échanges répétés avec des partenaires commerciaux bien identifiés, et pour des biens de nature similaire.

– La probabilité d'invasion est positivement corrélée avec le degré de similitude entre les principaux partenaires commerciaux et le pays importateur.

On a affaire ici avec les deux dernières étapes du processus d'invasion (établissement et propagation). Les interactions entre les espèces exotiques et le milieu jouent bien entendu le rôle principal, mais les activités humaines ne doivent pas être négligées. Par exemple, l'existence d'infrastructures (routières, aménagements résidentiels particuliers) propices à la diffusion des espèces et similaires des deux côtés (partenaire commercial et milieu récepteur) peut contribuer à favoriser l'établissement et/ou la propagation des espèces envahissantes.

– Les produits intermédiaires sont plus susceptibles de favoriser la propagation d'espèces envahissantes que les produits finis destinés à être utilisés ou consommés rapidement. On peut citer dans cette catégorie les végétaux tels les pousses et les bulbes destinés à être (re-)plantés localement, par exemple.

– La probabilité de propagation dépend du nombre de perturbations exogènes causées au milieu d'établissement (évènements climatiques et naturels, aménagements routiers ou miniers, déforestation, etc.)

Ce dernier critère a été présenté plus haut comme relativement indépendant des traits génétiques des espèces, mais pouvant dépendre de vecteurs de propagation locaux (espèces locales, matériel routier, etc.).

Les points de contrôle possibles

Les trois grandes catégories de mesures utilisées dans le contrôle des invasions biologiques sont :

1) l'interdiction, la prévention et le traitement pour la phase d'introduction ;

2) la détection sur le terrain pour l'établissement ;

3) l'éradication (ou le contrôle) pour la phase de propagation.

Si ces trois types de mesures sont impuissants à éradiquer l'invasion, la dernière solution, qui n'est alors plus du ressort du contrôle, réside dans la mitigation, à savoir l'adaptation du milieu par des mesures appropriées. La définition d'une liste de points de contrôle vise à proposer une structure permanente de surveillance concernant essentiellement le point 1) ci-dessus, et éventuellement le point 2).

Mentionnons tout d'abord que la définition de points de contrôle, dans une problématique d'évaluation et de prévention d'invasions biologiques, est compatible avec le système HACCP (*Hazard Analysis Critical Control Point*). Le système HACCP fournit un cadre adapté à une politique de suivi des risques d'invasions biologiques, assise sur une évaluation des risques d'introduction, d'établissement et de propagation. En effet, l'adoption du système par le comité du *Codex Alimentarius* correspond à une volonté de surveillance exhaustive de l'ensemble d'un système alimentaire, de la production au consommateur final.

L'approche HACCP est recommandée par l'OMS et la FAO en ce qui concerne l'évaluation des risques alimentaires et sanitaires. Le système HACCP permet d'identifier le ou les dangers spécifiques, de les évaluer et d'établir les mesures pour les maîtriser.Le système repose sur les sept principes suivants :

- Principe 1 - Procéder à une analyse des risques en identifiant et en évaluant le ou les dangers éventuels associés à la production alimentaire, à tous ses stades, depuis la culture ou l'élevage jusqu'à la consommation finale, en passant par le traitement, la transformation et la distribution. Évaluer la probabilité d'apparition du ou des dangers et identifier les mesures nécessaires à leur maîtrise.
- Principe 2 - Déterminer les points critiques pour la maîtrise des dangers.
- Principe 3 - Établir la (les) limite(s) critique(s) à respecter pour s'assurer que le CCP (ou Point critique de contrôle) est maîtrisé.
- Principe 4 - Établir un système de surveillance permettant de s'assurer de la maîtrise du CCP grâce à des tests et à des observations programmés.
- Principe 5 - Établir les actions correctives à mettre en oeuvre lorsque la surveillance révèle qu'un CCP donné n'est pas maîtrisé.
- Principe 6 - Établir des procédures pour la vérification, incluant des tests et des procédures complémentaires, afin de confirmer que le système HACCP fonctionne efficacement.
- Principe 7 - Établir un système documentaire concernant toutes les procédures et les enregistrements appropriés à ces principes et à leurs applications.

Dans la partie qui nous concerne ici, les principes 1 et 2 sont les plus importants.Nous allons détailler les principaux points de contrôle possibles.

Point de contrôle avant la frontière

De tels points de contrôle concernent les chargements importés, et dont les exportateurs peuvent fournir une certification relative à l'absence d'espèces envahissantes. La consultation de listes d'espèces fournies par le pays importateur constitue une autre possibilité intéressante. Ce premier point de contrôle transfère la charge de l'inspection et de la vérification au pays exportateur, ce qui entraîne inévitablement des coûts plus élevés pour le consommateur final dans le pays importateur. Par contre, un tel système « *pre-border* » est vraisemblablement la meilleure forme de prévention, car il permet de pallier le manque d'équipement et/ou de personnel douanier.

Point de contrôle à la frontière

Dans le cas où des points de contrôle avant la frontière ne sont pas mis en place ou ne sont pas suffisamment efficaces, le second point de contrôle est constitué des installations douanières du pays importateur. À ce niveau de point de contrôle, des espèces envahissantes peuvent être détectées et éventuellement refusées conjointement à leur chargement ou moyen de transport d'accueil. Il s'agit bien entendu du point de contrôle le plus utilise en pratique, avec des autorisations douanières, des inspections et des procédures de quarantaine.

En plus de ces dispositifs douaniers traditionnels, certains pays adoptent des mesures plus strictes à la frontière. En Argentine, par exemple, une évaluation d'impact environnemental est exigée pour l'introduction d'une nouvelle espèce. En Nouvelle-Zélande, l'importateur doit remplir une déclaration mentionnant en particulier, outre l'identité de l'espèce, si elle a fait l'objet d'une demande d'importation dans d'autres pays ainsi que le résultat de ces demandes, une évaluation du risque environnemental et son usage attendu dans le pays. La demande est alors examinée par l'organisme de gestion du risque environnemental (*Environmental Risk Management Authority*) qui se base sur l'impact attendu sur les espèces autochtones, les habitats naturels et les impacts environnementaux et de santé humaine.

Un point particulier concerne le contrôle des courriers et paquets postaux pouvant contenir des graines et autres semences utilisées en horticulture. Les destinataires commerciaux et particuliers peuvent, comme mentionné plus, utiliser le développement rapide d'Internet pour effectuer leurs commandes, et les envois ne mentionnent pas nécessairement la nature du produit. Par conséquent, un point de contrôle fondamental dans le dispositif de prévention concerne les services postaux (généralisation des systèmes de détection par rayons X, formation du personnel). En effet, si les importations pour usage commercial peuvent *a priori* être contrôlées *ex post* (après la frontière), cela est pratiquement impossible en ce qui concerne les particuliers.

Point de contrôle post-introduction (ou post-frontière)

Ce type de points de contrôle concerne les espèces introduites, par importation. Certaines espèces peuvent se révéler relativement inoffensives dans une région particulière du pays, mais potentiellement envahissantes dans d'autres, avec des conditions écologiques différentes.

Les points de contrôle post-frontière sont *a priori* gérés par des instances locales différentes de celles concernées par les mesures à la frontière, c'est-à-dire par des autorités régionales ou provinciales plutôt que nationales. Deux types de points de contrôle sont généralement proposés :

- ceux concernant des projets de nouvelles infrastructures (routes, exploitations minières, etc.) ;
- ceux associés à des réserves, parcs naturels ou autres zones protégées.

Ces points de contrôle ne doivent pas être confondus avec des procédures d'inspection sur le terrain, aux abords des routes par exemple, dont le but est d'identifier l'existence ou la propagation d'espèces ayant échappé aux différents contrôles mentionnés ci-dessus.

Dans la mesure où les invasions biologiques sont associées à des coûts environnementaux et économiques majeurs, et que les coûts d'éradication peuvent être bien plus importants que ceux d'inspections et de surveillance, il semble raisonnable d'adopter des politiques de contrôle mettant l'accent sur les phases initiales du processus d'invasion, à savoir l'introduction et l'établissement. D'un autre côté, le fait que la probabilité de détection et d'invasion puisse être très faible pourrait militer en faveur de politiques d'éradication, la probabilité d'observation d'une invasion à un stade final du processus étant bien supérieure.

La probabilité de propagation dépendant souvent, comme on l'a vu, de « chocs » sur le milieu naturel (évènements climatiques extrêmes, aménagement urbain ou routier, installations minières, etc.). Aussi des points de contrôle autour des nouvelles installations minières et des principaux chantiers sont indispensables. En ce qui concerne les axes routiers, il apparaît difficile de proposer des points de contrôle particuliers, des inspections (visuelles) ponctuelles étant plutôt adaptées à ce type d'aménagement. Ceci vaut également pour la probabilité de propagation à proximité des jardineries et pépiniéristes, le commerce de détail étant un facteur de dispersion très rapide des espèces à partir du point d'approvisionnement.

Comparaison avec d'autres pays

Nous présentons ici un bref survol de la littérature consacrée aux probabilités d'invasion dans d'autres pays. La majorité des travaux académiques, ou provenant d'organismes et d'associations, concernent le monde anglo-saxon (États-Unis, en particulier).

La Nouvelle-Zélande, l'Australie et le Pacifique Sud

Nouvelle-Zélande

Williams et ses collaborateurs (2000) rapportent des statistiques de détection de semences et « *nursery stock* » lors de saisies par les douanes néo-zélandaises en 1997. Pour les semences et graines, 20 % provenaient d'Asie du Sud-Est, et 69 % étaient

contenues dans des valises transportées par avion, contre 26 % par paquet postal. En ce qui concerne les « *nursery stock* », 84 % voyageaient dans des bagages en soute, 10 % par paquet postal, et 19 % provenaient des îles du Pacifique, contre 23 % d'Australie. La proportion d'introductions non déclarées (considérées par conséquent comme involontaires, ou volontaires mais en contrebande) atteignait 45 % pour les semences et graines en provenance d'Europe et d'Amérique Latine, contre 37 % pour l'Asie du Sud-Est et l'Australie (19 % pour l'Amérique du Nord). En ce qui concerne les « *nursery stock* », 46 % des saisies en provenance d'Asie du Sud-Est n'étaient pas déclarées (57 % en provenance du Moyen-Orient). Le nombre de saisies est beaucoup plus limité pour les cargos maritimes et aériens et pour les navires. Les auteurs calculent ensuite la proportion annuelle de saisies dans les bagages des passagers débarquant en Nouvelle-Zélande en 1998. Concernant les graines et les semences, le nombre de saisies pour 1 000 arrivées (passagers) est égal à 1,2 (pour les saisies déclarées), et à 0,7 (pour les saisies non déclarées). En ce qui concerne les « *nursery stock* », et toujours pour 1 000 arrivées, ces chiffres sont de 0,4 et de 0,2, respectivement. Il est à noter que les plus fortes proportions de saisies, correspondant ou non à des déclarations, sont associées aux îles du Pacifique et à l'Asie du Sud-Est (4,1 déclarées et 2,5 non déclarées, par exemple, pour les semences et graines).

Australie

Bomford (2003) discute de l'évaluation du risque d'invasion par les mammifères terrestres et par les oiseaux en Australie. Cet auteur présente des listes d'introductions d'espèces considérées ou non comme nuisibles, dont l'invasion a été ou non réussie. Ainsi, 42 % des oiseaux et 69 % des mammifères introduits ont réussi à s'établir en Australie. Sur ces espèces introduites, 75 % des mammifères, et 45 % des oiseaux exotiques (voire 80 % si 7 espèces considérées comme « dormantes » deviennent plus abondantes) étaient considérés comme nuisibles.

Hayes et ses collaborateurs (2005) étudient la probabilité de détection d'espèces introduites via le commerce maritime. Les auteurs comparent différentes méthodes d'échantillonnage et de détection (visuelle, etc.) et d'habitat, avec pour modèle la moule verte asiatique (*Asian Green Mussel*, *P. viridis*). Il s'agit de l'une des rares publications contenant une liste très détaillée des coûts de contrôle et d'inspection.

Groves et Hosking (1997) présente un bilan de l'invasion de « *weeds* » en Australie sur la période 1971-1995. Son étude conclut que la majorité (515 espèces, environ 70 %) des espèces naturalisées proviennent d'introductions volontaires, la plupart (359 espèces) à des fins ornementales (horticulture). L'auteur impute la majeure partie de ces invasions à des procédures de quarantaine défectueuses, la majorité des introductions ayant été effectuées de façon légale. Par exemple, le *Spathodea campanulata* a été introduit en 1992, en provenance d'Afrique. Des données de coût d'éradication sont fournies pour certaines espèces.

Autres exemples (États-Unis, Afrique du Sud, Japon)

Hawaii

Le rapport de l'OTA (1993) (*Office for Technological Assessment*)mentionne Hawaii comme l'État le plus menacé par les espèces envahissantes. Hawaii cumule en

effet plusieurs facteurs défavorables : un nombre exceptionnel d'espèces introduites, une proportion importante d'espèces autochtones menacées, en voie d'extinction ou déjà éteintes. Au début des années 1990, environ 10 espèces d'insectes et autres espèces d'arthropodes ont été introduites annuellement (18 par an en moyenne entre 1937 et 1987). La culture principale, la canne à sucre, ainsi que les plantations d'arbres fruitiers sont également touchées par des invasions de rongeurs et de parasites (*Ehsmopalpus lignosellus,* par exemple). En ce qui concerne les plantes ornementales, plusieurs centaines d'espèces non-indigènes ont été introduites et se sont propagées. Les passagers par avion des États-Unis constituent le vecteur d'introduction le plus important en ce qui concerne les insectes et les animaux vivants (27 % des introductions de cette catégorie d'espèces, contre 23 % par paquets postaux et 18 % par les arrivées de voyageurs internationaux). L'afflux de touristes entraîne également, de façon plus indirecte, une cause d'invasion d'espèces végétales *via* l'aménagement de terrains de golf utilisant des semences importées (« *yellow sugarcane aphid* », par exemple). Enfin, l'importation de vertébrés est significative, conduisant souvent à des invasions après abandon ou évasion des espèces dans la nature (lapins, oiseaux, reptiles).

États-Unis

Levine et D'Antonio (2003) estiment le risque d'invasions biologiques (insectes, plantes et mollusques) en relation avec les flux du commerce international. Le modèle le plus conservateur prédit tout de même des augmentations du nombre d'espèces exotiques introduites de l'ordre de 4 % pour les mollusques, 3 % pour les plantes et 6 % pour les insectes, sur la période 2000-2020.

Le taux d'introduction d'espèces a été estimé à partir du fichier des découvertes (*discovery record*), dans l'estuaire de San Francisco (Solow et Costello, 2004 ; Costello et *al*., 2005). Le taux moyen d'introduction est estimé aux alentours de 2,3 par an en 1995, contre 0,3 en 1850.

Bartell et Nair (2004) considèrent le cas d'*Anoplophora glabripennis* (*Asian longhorned beetle*), introduite aux États-Unis *via* des palettes en bois brut non traité. Un modèle démographique décrivant la probabilité de survie de l'espèce lors des différentes phases de son développement est proposé, sous la forme de chaînes de Markov. Ils estiment également le pourcentage de réduction du risque d'invasion suite à un traitement thermique. La probabilité d'établissement dépend de façon critique du taux d'arrivée mensuel d'adultes dans la population de l'espèce : la probabilité qu'une population de 1 000 individus réussisse à s'établir est quasi-nulle si le taux d'arrivée d'adultes est inférieur à 20 par mois, mais elle tend rapidement vers 1 lorsque cette proportion dépasse 20 adultes par mois.

Work et ses collaborateurs (2005) considèrent que le taux d'introduction des insectes aux États-Unis est lié au commerce international. Leur cas d'application concerne les échanges transfrontaliers entre le Mexique et les États-Unis, et utilise les résultats du système d'inspection AQIM (*Agricultural Quarantine Inspection Monitoring*) de l'USDA. La fréquence la plus élevée de détection d'une espèce (quelconque) concerne les cargos réfrigérés (1 / 50). En ce qui concerne les modes d'acheminement non réfrigérés, les taux sont plus faibles : 1 / 130 pour les cargos maritimes, 1 / 204 pour les cargos agricoles aériens, et 1 / 370 pour les cargos agricoles terrestres. La décomposition des détections par type de produit importé et par mode de

transport fait apparaître de fortes disparités. Par exemple, la plupart des interceptions d'insectes dans le cas de cargo aérien concerne les fleurs coupées, et pour le cargo terrestre, 75 % des interceptions concernent des plantes ornementales.

Finnoff et Tschirhart (2005) utilisent un modèle de similitude physiologique, (ou *matching*) pour identifier des espèces envahissantes. Le cadre théorique de l'article permet de réaliser des simulations en fonction de traits physiologiques des espèces, dans lesquelles le succès d'une invasion est défini comme une fonction de la biomasse de l'espèce à l'équilibre sur le long terme.

Knowler et Barbier (2005) proposent un modèle d'invasion estimé sur des données relatives à une invasion volontaire par une plante ornementale, *Tamarisk* pp.(*saltcedar*).

Afrique du Sud

Rouget et ses collaborateurs (2002) étudient la distribution spatiale de deux espèces d'arbres et arbustes envahissantes (*Acacia mearsnii* et *Pinus* spp.). En recoupant les surfaces plantées à des fins commerciales avec celles associées à des évasions vers le milieu, les auteurs dérivent des relations statistiques entre la probabilité d'invasion et des variables environnementales géo-référencées (couverture du sol, géologie, température moyenne, stress hydrique). Ainsi, les modèles de régression fournissent une probabilité de propagation des deux espèces de 6,6 % et 9,8 % respectivement, vers des habitats naturels non encore envahis (et non transformés par l'urbanisation ou l'agriculture). Des recommandations sont fournies en termes de zones géographiques délimitées pouvant accueillir des plantations avec un risque réduit de propagation.

Japon

Yamamura et ses collaborateurs (2001) étudient la probabilité d'infection de fruits importés au Japon par le « *fire blight disease* ». Les vecteurs en sont *Cydia pomonella* et *Erwinia amylovora*. Les auteurs insistent sur l'importance à accorder, dans la modélisation, à la variance de la proportion de fruits infectés. Dans le cas d'une variance constante (indépendante du milieu, par exemple), la probabilité d'infection par invasion risque d'être largement sous-estimée.

Monde

Morrison et ses collaborateurs (2004) utilisent un modèle d'introduction pour la fourmi rouge envahissante (*Solenopsis invicta*), basé sur des hypothèses d'acclimatation climatique (température, pluviométrie) à grande échelle, et discutent entre autres de la probabilité d'établissement pour la plupart des pays de l'hémisphère Sud. Les auteurs mettent en garde les pays de la zone Pacifique en particulier, mais indiquent que des régions suffisamment sèches mais avec une pluviométrie insuffisante ne sont pas des terrains propices à l'établissement de colonies. Des sommets assez élevés dans certaines îles peuvent constituer des terrains d'accueil, ce qui peut ne pas être le cas des zones côtières, trop sèches. C'est le cas en particulier des îles hawaïennes.

Dalmazzone (2000) estime un modèle très simplifié d'invasion à partir de données du commerce international. Le rapport entre le nombre d'espèces exotiques et les espèces autochtones est spécifié comme étant une fonction linéaire (ou log-log) du PNB par tête, du pourcentage des importations dans le PNB, de la densité de population, du caractère insulaire de l'île, et de la proportion de pâturages.

Conclusion sur les études de cas étrangères

Les études présentées ci-dessus sont bien entendu à utiliser en tant qu'éléments de référence, et ne sauraient être appliquées directement au cas de la Nouvelle-Calédonie. La plupart de ces travaux se basent sur les premiers stades du processus d'invasion, à savoir l'introduction, et beaucoup d'entre eux analysent des données d'inspection et de contrôle à la frontière. Les conclusions à retenir de ces études sont :

- s'il existe une relation nette entre les flux commerciaux et la probabilité d'invasion, le mode de transport et le conditionnement des marchandises jouent un rôle fondamental ;
- les introductions volontaires sont au moins aussi importantes que les introductions involontaires ;
- le rôle du climat dans le milieu d'accueil et de la population d'espèces invasives déjà présentes est confirmé ;
- si la probabilité de détection d'espèces (dans les importations) est calculée relativement facilement, il n'en est pas de même pour la probabilité d'invasion ;
- enfin, aucune étude ne semble discuter le fait que les passagers (ou expéditeurs) à l'origine d'introductions volontaires peuvent modifier leur comportement en fonction de la réglementation du pays de destination et de son mode d'application. Ces derniers étant très différents d'un pays à l'autre, la probabilité de détection d'espèces envahissantes dépendra non seulement de l'effort de contrôle à la frontière, mais encore du volume d'espèces que les passagers (ou expéditeurs) moduleront pour éviter une saisie, le cas échéant.

Implications pour le cas de la Nouvelle-Calédonie

L'objectif de cette section est de présenter les avantages et inconvénients associés aux différentes stratégies de détection des invasions biologiques, dans le contexte néo-calédonien. Il ne s'agira pas encore de sélectionner les politiques de contrôle effectif à mettre en place, mais d'identifier les caractéristiques locales permettant de mieux cerner le classement de ces probabilités en fonction des espèces, de leur origine et de l'étape du processus d'invasion. En d'autres termes, dans une perspective de gestion durable des ressources naturelles, l'objectif est de proposer un système pérenne de détection pour chaque point de contrôle qui pourra être utilisé pour évaluer l'occurrence d'invasions futures sur la base d'un registre de découvertes.

Les caractéristiques néo-calédoniennes

Les caractéristiques locales aidant à la détermination des probabilités d'invasion tiennent essentiellement à l'environnement et aux systèmes de surveillance. Par exemple, l'échec de la prévention de l'introduction du « *bunchy top of bananas* » ayant nécessité une politique d'éradication ultérieure est l'un des signes indiquant un risque élevé d'introductions dans le futur.

Caractéristiques de l'environnement général

Le nombre limité de moyens de communications et de centres économiques (centres de vie, implantations industrielles ou minières) permet d'avancer un schéma linéaire d'analyse des invasions. À partir d'un nombre limité de points d'introduction initiaux sur la Grande Terre (aéroport, ports), les espèces peuvent s'établir selon une trajectoire suivant les grands flux économiques associés au type du vecteur d'introduction. Par exemple, en ce qui concerne les invasions volontaires de plantes ornementales ou d'espèces les utilisant comme support, le système de distribution suit vraisemblablement le réseau routier de la Grande Terre vers la capitale Nouméa, ou vers les agglomérations de moyenne importance. Les îles de l'archipel constituent un cas très particulier, dans la mesure où les moyens d'accès sont limités aux avions de petite capacité ou aux navires. La faible densité de population est un facteur aggravant pour les espèces environnementales, dans la mesure où la diffusion des espèces introduites à partir des habitations individuelles vers le milieu risque de connaître peu de freins. En effet, les infrastructures permettant de réaliser une barrière entre les zones résidentielles et le milieu sauvage sont très limitées.

Malgré des programmes de protection et d'étude des espèces indigènes (cagou, perruche d'Ouvéa, carpophage géant, méliphage toulou, etc.), le sort de certaines reste incertain étant donné le manque de suivi des études financées (et de moyens consacrés à la protection). Par exemple, la protection du cagou dépend de l'éradication des chiens et de la protection des massifs de forêt primaire. L'exploitation des dernières zones de forêts humides primaires conduit à une augmentation du nombre de routes et de chemins d'accès propices à l'envahissement par les mammifères et plantes introduits. Les feux de brousse sont fréquents sur la Grande Terre (environ 15 000 ha détruits en 2000), on considère que 3,5 % de la surface de l'île ont été détruits en 6 ans.

L'exploitation minière, avec deux grands projets dans le Nord et le Sud de la Grande Terre, entraîne une réhabilitation des zones dénudées par deux espèces invasives, le gaïac (*Acacia spirorbis*) et le « bois de fer » (*Casuarina collina*). Les dommages en terme de biodiversité spécifique et génétique seront vraisemblablement importants. La nature du sol à proximité des terrains miniers, très pauvre en matières organiques, ne favorise pas la végétation, et peut servir de barrière naturelle aux propagations.

Caractéristiques du système de surveillance

En ce qui concerne les relations entre les probabilités d'invasion et le système de surveillance néo-calédonien, Budd (2004) fournit des indications relativement récentes sur les points forts et faibles du dispositif. Des lacunes dans les contrôles de plusieurs voies de passage spécifiques sont identifiées, ainsi qu'un développement insuffisant du niveau de qualité des services d'inspection. En particulier, les données d'interception ne

sont pas suffisamment analysées. De plus, un manque de « *leadership* » et de coordination entre les différentes instances en charge des contrôles est souligné par le rapport. La politique de biosécurité en Nouvelle-Calédonie s'est concentrée sur le commerce international de produits agricoles, en particulier d'origine animale. En ce qui concerne l'identification de menaces, les ressources limitées en moyens financiers et en personnel conduisent à utiliser des sources étrangères d'information (Australie, Nouvelle-Zélande). Cependant, le processus de filtrage (ou *screening*) est bien développé selon le rapport en ce qui concerne les produits d'origine animale et les animaux vivants. Par contre, les plantes vivantes et autres produits végétaux ne semblent pas faire l'objet de contrôles aussi développés, en raison de la plus grande difficulté d'inspection (et donc de détection, dans ce cas).

Budd (2004) identifie de plus un manque de connaissances générales sur la biodiversité locale, rendant difficile le classement de certains organismes en espèces envahissantes ou non. À noter l'existence d'une étude de terrain conduite sur la voie de passage des mines de nickel.

D'après le classement actuel des « *pathways* » en terme de priorité, certaines espèces font l'objet d'un ciblage intense et d'autres non. Ce classement est établi en fonction de critères de faisabilité, d'efficacité et d'estimations du risque pour les espèces empruntant ces voies ou vecteurs d'accès. Il semble donc nécessaire de renforcer le dispositif en contrôlant effectivement l'ensemble des voies d'accès. Budd (2004) répertorie les voies d'accès suivantes en fonction de leur degré de contrôle (Tableau 2). Les contrôles insuffisants concernent surtout les containers de marchandises, les effets personnels, les plantes vivantes (pas de quarantaine *ex post*) et enfin la contrebande.

Tableau 2 : Gestion et contrôle des voies d'entrée en Nouvelle Calédonie

Vecteurs et voies d'accès contrôlés				
Voie / vecteur	Contrôle 1	Contrôle 2	Contrôle 3	Déficience
Avion	Spray insecticide	Inspection de l'avion	*Galley waste*	Gestion des déchets, cuisine des avions
Passagers	Déclaration	Chiens renifleurs	Recherche ciblée	Pas de rayons X
Produits animaux	Code produit pour tarif douanier	Certification	-	Pas d'inspection
Navires (accès direct)	Notification	Certification	Inspection	Pas de contrôle des ballasts
Vecteurs et voies d'accès partiellement contrôlés				
Machines et véhicules d'occasion	Inspection	Traitement	-	Pas de référence à un tarif douanier
Courrier et paquets postaux	Déclaration	Recherche ciblée	-	Ni rayons X, ni chiens renifleurs
Acheminement côtier	Notification	Certification	Inspection aléatoire	Absence dans les ports provinciaux
Produits végétaux importés	Tarif douaniers	Certification	Inspection	Manque d'équipements d'inspection et de pratique
Vecteurs et voies d'accès non contrôlés				
Containers de marchandises	-	-	-	Ni inspection, ni certification. Pas de contrôle des palettes
Biens ménagers (*household effects*)	Référence douanière	-	-	Ni recherche ciblée, ni inspection
Plantes vivantes	Code tarif douanier	Certification	Inspection	Pas de quarantaine *ex post*
Contrebande	Notification	-	-	Pas d'activités de formation en collaboration entre organismes

Source : Budd (2004)

Les facteurs influençant la probabilité d'introduction sont les suivants :
- pas de ciblage efficace des passagers à risque (pas de rayons X) ;
- fréquence non négligeable de déclarations incomplètes par les passagers ;
- usage limité de chiens renifleurs ;
- temps important consacré à la vérification des produits importés certifiés, alors que le risque associé est faible ;
- pas de protocole de contrôle des ballasts ;
- pas d'inspection des navires pour détecter la présence de contaminants biologiques ;
- manque d'un code de bonne pratique pour l'inspection des produits frais ;
- déficiences dans l'examen des échantillons (pas en condition de laboratoire, etc.) ;
- taux d'interception dans le système postal très en dessous des normes internationales (mauvais ciblage, pas de chiens renifleurs) ;
- absence d'inspection des machines et véhicules d'occasion, des containers maritimes ;
- absence d'inspection des produits ménagers ;
- absence d'inspection des palettes de chargement.

Retour au Sommaire

Budd (2004) classe les vecteurs à risque pour la Nouvelle-Calédonie comme suit : 1) les navires ; 2) les containers maritimes ; 3) les importations de machines.

La stratégie néo-calédonienne de quarantaine a largement transféré le risque d'invasion du point d'importation vers le pays exportateur d'origine, ce qui est cohérent avec l'approche internationale en matière de biosécurité. Cependant, cette stratégie laisse la porte ouverte à des invasions significatives si les règles de certification et de déclaration ne sont pas respectées. Un cas important concerne l'importation de graines et de semences pour l'horticulture commerciale ou résidentielle, par courrier postal. Avec le développement très rapide d'Internet, les envois postaux sont un moyen d'acquisition privilégié, favorisant la contrebande (au sens large). Les déclarations de la part des exportateurs ou des importateurs n'étant pas obligatoirement respectées, le risque est donc important. Ce développement rapide des achats en ligne, couplé avec le trop faible taux d'interception dans le système postal relevé par Budd (2004), constitue par conséquent une voie d'accès devant être identifiée comme majeure.

Toutes les activités de quarantaine (biosécurité) sont localisées à Nouméa, aucune autre île de l'archipel n'est concernée.

Les facteurs politiques et régionaux (moins de dépendance aux importations françaises, volonté d'une politique « nationale », développement accéléré du commerce international dans cette partie du monde) poussent vers le développement d'une politique plus active de biosécurité : comme mentionné par Sherley et Lowe (2000), ce type de politique doit être déclaré comme « (grande) cause nationale ».

Aspects commerciaux et économiques

Le fait que la Nouvelle-Calédonie importe la quasi-totalité des denrées alimentaires, des biens d'équipements et des matières premières pour son économie constitue un autre facteur important dans la détermination des probabilités d'invasion. Ceci est vrai notamment des invasions involontaires utilisant comme vecteur les produits agricoles ou les matériels de transport et de conditionnement.

Arrivée de touristes

Le tableau 3 indique la répartition des touristes en Nouvelle-Calédonie, en fonction de leur lieu de résidence, pour les deux dernières années disponibles (2003 et 2004). On constate une répartition assez homogène entre les touristes en provenance d'Europe, d'Asie et d'Océanie, mais celle-ci ne saurait masquer la prépondérance de 3 pays dans l'ensemble : la France métropolitaine, le Japon et l'Australie. La zone Océanie est naturellement la plus représentée (environ 35 % du total). Le profil de ces touristes est assez différent en fonction de la durée moyenne de leur séjour : 30 à 35 jours pour la France, 1 semaine pour l'Australie et la Nouvelle Zélande, et 5 jours pour le Japon.

Un point important concerne la tendance de la série des entrées de touristes sur le territoire néo-calédonien. Le nombre total de touristes admis a doublé entre 1986 et 2003, la même tendance est observée pour les résidents japonais. L'entrée de touristes Français de métropole n'a doublé qu'entre 1991 et 2003. Par contre, les résidents

australiens et néo-calédoniens ont vu leur entrée en Nouvelle-Calédonie rester stable depuis 15 ans.

Tableau 3 : Effectifs et répartition des touristes en Nouvelle-Calédonie, années 2003 et 2004

	2004		2003		Variation de 2003 à 2004
Lieu de résidence	**Nombre**	**%**	**Nombre**	**%**	**%**
France	27 358	27,5	29 440	28,9	-7,1
Suisse	397	0,4	505	0,5	-21,4
Italie	491	0,5	486	0,5	1,0
Allemagne	314	0,3	453	0,4	-30,7
Grande-Bretagne	409	0,4	473	0,5	-13,5
Autres pays d'Europe	1 023	1,0	1 135	1,1	-9,9
Total EUROPE	**29 992**	**30,1**	**32 492**	**31,9**	**-7,7%**
Japon	29 229	29,4	28 490	27,9	2,6
Taïwan	24	0,0	8	0,0	200,0
Hong Kong	53	0,1	57	0,1	-7,0
Corée du sud	140	0,1	89	0,1	57,3
Autres pays d'Asie	969	1,0	851	0,8	13,9
Total ASIE	**30 415**	**30,6**	**29 495**	**28,9**	**3,1**
Réunion et Mayotte	460	0,5	343	0,3	34,1
Autres pays d'Afrique	155	0,2	146	0,1	6,2
Total AFRIQUE	**615**	**0,6**	**489**	**0,5**	**25,8**
USA	771	0,8	994	1,0	-22,4
DOM Caraïbes	178	0,2	152	0,1	17,1
Canada	555	0,6	387	0,4	43,4
Argentine	25	0,0	15	0,0	66,7
Autres pays d'Amérique	147	0,1	205	0,2	-28,3
Total AMERIQUE	**1 676**	**1,7**	**1 753**	**1,7**	**-4,4**
Nouvelle-Zélande	6 368	6,4	6 030	5,9	5,6
Vanuatu	2 518	2,5	2 373	2,3	6,1
Australie	16 212	16,3	15 957	15,6	1,6
Autres pays d'Océanie	10 379	10,4	11 527	11,3	-10,0
Total OCEANIE	**35 477**	**35,6**	**35 887**	**35,2**	**-1,1**
Indéterminé	1 340	1,3	1 867	1,8	-28,2
ENSEMBLE	**99 515**	**100,0**	**101 983**	**100,0**	**-2,4**

Source : Institut de la Statistique et des Études Économiques de Nouvelle-Calédonie

Transports intérieurs

Le trafic maritime intérieur, de l'ordre de 3 180 milliers de tonnes en 2003, concerne quasi-exclusivement le minerai de nickel (98 % des débarquements). Quant au fret aérien intérieur, il ne concerne qu'un peu moins de 900 tonnes en 2003 (selon l'Institut de la Statistique et des Études Économiques).

En ce qui concerne le transport aérien intérieur de passagers, l'on comptabilisait environ 10 000 mouvements d'avions sur l'aérodrome de Magenta, pour un flux total d'environ 272 000 passagers (embarquants et débarquants). Les autres principaux aérodromes sont, par ordre d'importance : Lifou (100 000 passagers en 2003), l'île des

Pins (80 000 passagers), Ouvéa (53 000 passagers) et Maré (45 000 passagers). Touho, Koné, Koumac, Tiga et Bélep sont les autres aérodromes de bien plus faible importance (moins de 4 000 passagers par an).

Échanges commerciaux

Les importations de la Nouvelle-Calédonie (en valeur) proviennent à 46 % de France en 2003 (à peu près le même pourcentage qu'en 1994), après une légère diminution entre 1999 et 2002 (selon la Direction Régionale des Douanes). Il est intéressant de constater que cette tendance sur la période 1999-2000 est inversée pour les importations en provenance d'Australie et de Singapour. Les importations japonaises et néo-zélandaises sont quant à elles en diminution constante sur toute la période 1994-2002. Enfin, la part des autres partenaires commerciaux a été relativement stable, aux alentours de 11 %. Il convient bien entendu de rester prudent devant des chiffres portant sur un nombre d'années limité. Cependant, ces chiffres ont le mérite de montrer qu'il n'existe pas de bouleversement dans le classement des partenaires commerciaux de la Nouvelle-Calédonie. Ce constat est très différent de celui observé en Nouvelle-Zélande où, depuis la fin des années 1980, un redéploiement très important des importations en faveur de l'Asie (Chine continentale et Malaisie, en particulier) a été constaté (Jay et *al.*, 2003).

En ce qui concerne certaines catégories de biens importés, un examen de la tendance sur la période 1999-2003 montre par contre que la structure du commerce s'est fortement modifiée. Ainsi, si l'alimentation a augmenté en valeur depuis 1994 de 24 % (soit un relatif plafonnement en F.CFP constants), la catégorie des machines a crû de 85 % et celle du matériel de transport de 238 %, alors que le total des importations en valeur augmentait de 87 %, et que la part du bois restait stable. Le tableau 4 présente la répartition des importations en valeur pour les années 2001 à 2003, par catégorie de produit. Une décomposition encore plus fine au niveau des « chapitres » de produits (nomenclature harmonisée HS2) fait apparaître une stabilité de la quantité de fruits, légumes, plantes et céréales (et une baisse des semences et graines) importés en Nouvelle-Calédonie.

Il est difficile de rentre compte, à l'aide de telles données agrégées, de la tendance éventuelle des échanges en terme de qualité des produits, et plus spécifiquement des types de produits (animaux et végétaux, notamment). De plus, le manque d'informations sur l'origine des produits par catégorie ne permet pas de repérer une diversion des importations au profit d'un bloc commercial régional particulier.

Les recettes douanières figurent dans le tableau 5. Outre le nombre significatif de taxes et autres droits de douane, on relève un certain nombre de taxes de soutien conjoncturelles et/ou sectorialisées, d'un type comparable à ce qui pourrait être introduit dans la perspective de lever des fonds pour lutter contre les invasions biologiques (nouvelle « taxe de soutien à la biodiversité », par exemple). Le taux moyen de taxation des importations au sens large, obtenu en utilisant les tableaux 4 et 5, est de 18,20 % en 2003 contre 21,53 % en 2002.

Le fret aérien extérieur oscille autour de 3 800 tonnes par an depuis 1999. Le trafic maritime est bien plus important, avec 1,473 millions de tonnes débarquées en 2003. Les 6 ports principaux sont : le port Public, Doniambo, Numbo et la Baie des

Dames pour le secteur portuaire de Nouméa, le point de débarquement de Goro, et Népoui.

Si les importations en valeur proviennent majoritairement de France, il n'en est pas de même en quantité : l'Asie représente 630 millions de tonnes, l'Europe 165 et l'Océanie 564. Par type de navire, les pétroliers représentent de loin la composante la plus importante avec 588 milliers de tonnes, suivis par les cargos (359 milliers de tonnes) et les minéraliers (396 milliers de tonnes). Enfin, les transports réfrigérés ne représentent que 18 milliers de tonnes.

Tableau 4 : Importations de la Nouvelle-Calédonie, années 2001, 2002 et 2003

Catégorie	2001	2002	2003
Produits alimentaires	19 545	19 859	20 480
Produits minéraux	18 053	17 033	16 826
Produits chimiques	9 655	10 674	11 435
Produits caoutchouc plastique	5 109	5 175	5 264
Bois et ouvrages en bois	1 537	1 440	1 671
Papiers et ouvrages en papier	3 728	3 590	3 743
Produits textiles	4 240	4 352	4 462
Métaux et ouvrages en métaux	7 611	8 146	8 750
Machine, appareils, matériel électrique	23 519	23 138	26 760
Matériel de Transport	19 431	19 373	46 909
Autres	11 744	14 398	17 568
Total	**124 171**	**127 178**	**163 869**

Source : Direction Régionale des Douanes –

Unité : million de F CFP

Note : 1 000 F CFP = 8,38 Euros

Tableau 5 : Recettes douanières, années 2002 et 2003

Droit / Taxe	2002	2003
Droits de douane	2 715	3 147
Taxe générale à l'importation	12 361	13 707
Taxe de consommation intérieure (1)	4 868	5 036
Taxe de soutien aux productions agricoles (2)	595	553
Taxe de péage	178	196
Taxe de base à l'importation (1)	4 407	4 810
Taxe conjoncturelle « protection de la production locale » (1)	528	553
Taxe parafiscale pour les énergies renouvelables	49	47
Taxe anti-pollution (4)	///	13
Taxe sur le fret aérien (2)	1 271	1 344
Taxe sur les alcools et tabacs (3)	182	189
Droit de navigation intérieure	11	12
Droit de francisation, navigation et passeport	51	54
Droit de quai	93	96
Droit de port	17	17
Amendes et confiscations	53	67
Total	**27 381**	**29 839**

Source : Direction Régionale des Douanes - Unité : million de F CFP

(1) Nouvelles taxes entrées en vigueur le 1er septembre 2000

(2) Nouvelles taxes entrées en vigueur le 1er janvier 2001

(3) Nouvelle taxe entrée en vigueur le 1er janvier 2002

(4) Nouvelle taxe entrée en vigueur le 1er janvier 2003

Agriculture

Les données générales les plus récentes datent du RGA (Recensement Général Agricole) de 2002.

La vaste majorité de la surface agricole utilisée concerne les pâturages (96,6 % du total) : 42,5 % de ces pâturages sont peu productifs, et 40,1 % sont entretenus. La répartition de ces pâturages est équitable entre le nord et le sud. En ce qui concerne les superficies cultivées, les céréales ont diminué en surface depuis 1991. Elles sont localisées sur la côte Ouest, et sont devancées par les arbres fruitiers (vergers ou arbres isolés). La 3e catégorie concerne les tubercules tropicaux (manioc, ignames, patates douces, taros), alors que la 4e catégorie concerne les cultures fruitières de plein champ et semi-permanentes, dont les bananiers qui occupent les deux-tiers de ces superficies (470 ha de bananiers en culture principale, et environ 180 ha de pieds dispersés dans les cours, en bordure des parcelles ou au milieu de cultures associées). Les cultures florales ou ornementales ont une surface encore limitée, mais en expansion très rapide, avec un quadruplement depuis 1991 ; elles sont majoritairement dans le Sud de l'archipel (147 producteurs) et sont réparties de façon suivante : 36 % d'arbres et d'arbustes d'ornement, 23 % de plantes ornementales de plein champ, et 14 % de plantes ornementales sous serre ou abri. Quarante-trois exploitants ont une pépinière de plants forestiers, fruitiers, etc., essentiellement dans le Sud. Les jardins familiaux et potagers sont majoritairement dans le Nord (238 ha) et dans les îles Loyauté (114 ha).

Le cheptel a diminué depuis 1991, sauf pour les cervidés (la production de viande de cerf a été multipliée par plus de 7 entre 1991 et 2002) et les volailles. Les exploitations ont vu leur nombre diminuer au profit d'une certaine rationalisation (disparition des exploitations peu viables). L'élevage bovin devient de plus en plus extensif (chargement moyen : 0,28 UGB[4] bovin), avec pour conséquence une augmentation de la proportion des pâturages non entretenus.

Commerce de détail : pépiniéristes et jardineries

On compte approximativement 10 jardineries commerciales (comme activité principale, dont 9 à Nouméa), et une vingtaine de pépiniéristes (dont 6 à Paita, 6 à Mont Doré et 4 à Nouméa, 2 à Dumbéa, 1 à Pouembout, 1 à Koné et 1 à Voh). Un nombre plus limité de centres commerciaux est bien entendu susceptible de vendre des plantes et fleurs ornementales, ainsi que de l'animalerie.

Les points de contrôle possibles en Nouvelle-Calédonie

On a vu plus haut que les trois catégories de mesures utilisées dans le contrôle des invasions biologiques sont : 1)l'interdiction, la prévention et le traitement pour la phase d'introduction, 2) la détection sur le terrain pour l'établissement, et 3) l'éradication pour la phase de propagation.

Les principaux points de contrôle proposés sont les suivants : avant la frontière, à la frontière et après l'introduction.

[4] UGB : unité de gros bétail

– **Avant la frontière**. La certification apportée par l'importateur est, on l'a vu, la meilleure mesure de prévention pour des pays ou des régions dont la capacité de contrôle douanier est limitée, ce qui est le cas de la Nouvelle-Calédonie. Cette mesure est certainement recommandée à court terme, afin de laisser aux autorités douanières le temps de procéder à une mise à niveau de leurs équipements et à une formation de leurs personnels. Il convient cependant de ne pas négliger l'impact économique sur le consommateur final, dans la mesure où ce dernier supportera la majeure partie du surcoût engendré par cette procédure de certification.

– **À la frontière**. Ce point de contrôle reste le plus utilisé en pratique. La Nouvelle-Calédonie pourrait cependant s'inspirer de l'exemple de la Nouvelle-Zélande, pays qui a recours à un circuit transitoire (zone de contrôle de bio-sécurité) pour l'inspection. Concernant l'évaluation du risque environnemental demandée aux importateurs par la Nouvelle-Zélande, deux points sont à souligner. Tout d'abord, cette évaluation semble être une exigence amenant des coûts de gestion importants pour la Nouvelle-Calédonie, dans la mesure où cette dernière devra en dernière analyse procéder au traitement de ces données. Ensuite, le fait que certains exportateurs aient déjà constitué un dossier d'importation pour la Nouvelle-Zélande, comprenant outre l'évaluation du risque environnemental, le résultat des demandes d'importation dans d'autres pays et son usage attendu dans le pays, fait que des économies d'échelle sont vraisemblables du côté des exportateurs. La Nouvelle-Calédonie est particulièrement exposée aux introductions de graines et semences par voie postale de la part de particuliers (pour l'horticulture notamment). Il est donc essentiel d'accorder une priorité toute particulière, dans le dispositif de prévention, au dispositif de contrôle dans les services postaux : extension de la détection par rayons X, formation du personnel, etc.

– **Après l'introduction**. Rappelons que le caractère invasif des espèces dépend, dans la majorité des cas, des conditions écologiques qui peuvent être différentes d'une région à l'autre. Dans le cas de l'archipel néo-calédonien, l'objectif sera de contenir les invasions biologiques entre la Grande Terre et les îles plus petites, et également entre ces dernières. Même sur un territoire limité comme celui de la Nouvelle-Calédonie, il semble difficile de recommander des points de contrôle permettant d'évaluer es invasions qui nécessitent une éradication. En effet, ce stade avancé d'invasion engendrerait des coûts importants et laisserait le champ libre à des réintroductions. Par conséquent, les points de contrôle possibles doivent plutôt être identifiés comme associés aux phases d'introduction et d'établissement. Le point de contrôle principal, recommandé par la plupart des travaux sur des milieux menacés par des espèces envahissantes, est celui associé à l'introduction des espèces sur le territoire. Le caractère insulaire de la Nouvelle-Calédonie représente un avantage certain à cet égard. Le risque de transfert inter-îles ne doit pas être négligé, mais des protocoles particuliers doivent être aménagés pour le trafic de passagers et de marchandises. Sherley et Lowe (2000) insistent sur la sous-estimation des bénéfices aux contrôles inter-îles, alors qu'une politique de détection peut s'avérer très efficace. Dans l'archipel hawaïen, par exemple, certaines espèces végétales très dommageables sont présentes sur certaines îles, mais non sur d'autres.

Discussion

Nous présentons dans cette section une discussion de la probabilité d'invasion dans le cas néo-calédonien, et pour les plantes uniquement. Sur la base des espèces identifiées comme envahissantes (Meyer et *al.,* ce volume), 7 espèces envahissantes des îles et régions tropicales du Pacifique et de l'océan Indien sont déjà présentes en Nouvelle-Calédonie, mais ne sont pas encore naturalisées. Il s'agit alors dans cette section d'évaluer la probabilité d'invasion de nouvelles espèces par introduction, et plus accessoirement, de considérer la probabilité de propagation des espèces déjà introduites.

À partir du constat dressé ci-dessus et relativement aux caractéristiques locales conditionnant les probabilités d'invasion des espèces concernées, on peut conclure que :

- La probabilité d'introduction accidentelle par les personnes est vraisemblablement limitée. Même si elle est liée à des vecteurs d'acheminement parfois peu contrôlés ou inspectés, cette probabilité augmente généralement en fonction de la diversification des lieux de provenance des touristes. Or, on note une relative stabilité de la structure des arrivées de touristes par lieu de résidence. Les introductions accidentelles dans ce cas seraient plutôt liées à des insectes ou des graines contenus dans les effets personnels ou biens ménagers en soute, ces derniers étant moins bien contrôlés que les passagers eux-mêmes.
- La probabilité d'introduction (volontaire ou involontaire) d'espèces animales ou de produits animaux est très faible : cette voie d'entrée est l'une des mieux contrôlée.
- La probabilité d'introduction involontaire *via* des containers ou du matériel de transport est plus importante : les importations de cette catégorie de biens sont en augmentation plus rapide, et les contrôles pratiquement inexistants.
- La probabilité d'introduction volontaire de plantes vivantes est plus forte : pas de quarantaine *ex post*, manque de contrôle de l'ensemble des effets personnels. Même si les flux de touristes sont stables et les provenances également, le développement du secteur des plantes ornementales sur l'archipel favorise les introductions à un rythme accéléré.
- La probabilité d'introduction volontaire *via* courrier postal de graines et d'autres semences pour une utilisation horticole par les particuliers et les jardineries / pépiniéristes est importante. Même si des chiffres précis font encore défaut, le développement très rapide des achats électroniques en ligne (Internet) pour ce type de produits ainsi que les déficiences du système de détection postal rendent cette voie d'introduction particulièrement problématique. Ceci est d'autant plus vrai que les achats sur Internet venant de particuliers sont bien plus difficiles à détecter, et ne font pas toujours l'objet de déclarations.

En ce qui concerne à la fois les espèces non encore introduites et celles établies mais pas encore dans une phase de propagation-diffusion :

- La probabilité d'établissement et surtout de propagation est élevée, en raison des facteurs mentionnés plus haut : manque de coordination entre les différentes instances provinciales, habitat dispersé favorisant les plantations

d'espèces pour usage résidentiel, activités d'élevage de plus en plus extensif (extension des pâturages), plantation en forte croissance d'arbres fruitiers et tropicaux récepteurs (bananiers), feux de forêt favorisant la dispersion des espèces, ainsi que de nouveaux aménagements routiers (voies d'accès) et miniers. Par contre, la présence de sols pauvres aux alentours d'exploitations minières peut relativiser ce constat. Rappelons enfin le rapide développement du secteur des fleurs et plantes ornementales dans le secteur agricole, et le morcellement des plantations de bananiers.

Considérons deux types d'introductions particulièrement importantes et documentées : l'une volontaire *via* les jardineries et pépiniéristes (plantes ornementales) et l'autre involontaire *via* le fret (importations). Pour la première, nous pouvons déduire que la probabilité d'introduction est élevée, ainsi que celle de propagation si les conditions écologiques sont réunies. Le développement rapide de l'activité économique liée aux plantes ornementales favorise *a priori* l'installation et la propagation, et les contrôles post-frontière sont difficiles à envisager. De plus, le développement très rapide des achats électroniques *via* Internet favorise des importations plus difficiles à contrôler (pas toujours de déclarations, détection dépendant de l'efficacité du système mis en place dans les centres postaux). Pour le second type d'introduction, dit involontaire, le risque d'introduction n'est important *a priori* que pour les espèces (produits végétaux) introduites dans des containers de marchandises ou du matériel de transport.

Le problème le plus préoccupant concerne la probabilité d'invasion des îles à partir de la Grande Terre. On a vu que les procédures d'inspection et de contrôle douanières étaient limitées à cette dernière ; même si les échanges avec les autres îles de l'archipel sont limitées, l'intensité du trafic de passagers et de marchandises par voie maritime est propice à une propagation des espèces introduites involontairement. En conséquence, l'hétérogénéité dans l'efficacité des mesures de détection et d'inspection à la frontière (Grande Terre) rend l'introduction de nouvelles espèces plus que probable, même si les probabilités associées restent extrêmement limitées. En revanche, dans la mesure où les probabilités **conditionnelles** de propagation sont *a priori* plus importantes (conditionnellement à celle de l'introduction et de l'établissement), la probabilité composée d'introduction reste significative.

Bibliographie

BARTELL S.M., NAIR S.K., 2004 - Establishment Risks for Invasive Species. *Risk Analysis,* 24(4): 833-845.

BOMFORD M., 2003 - *Risk assessment for the import and keeping of exotic vertebrates in Australia. Rapport interne*. Canberra, Australie, Department of Agriculture, Bureau of rural sciences, 135 p.

BUDD K., 2004 - *A Review of biosecurity risk management in New Caledonia*. *Rapport de Consultance pour la DAVAR*. Auckland, The AgriChain Centre Ltd, 28 p.

BURGIEL S., PERROT A., ORELLANA M., WILLIAMS C., 2005 - *Invasive Alien Species prevention strategies: avoiding conflicts with the international trade regime.* Discussion paper, Center for International environmental law, 2 p.

COSTELLO C., McAUSLAND C., SOLOW A., SPRINGBORN M., 2005 - *International trade and the risk of biological invasions*. Document de travail, University of California at Santa Barbara, 28 p.

DALMAZZONE S., 2000 – « Economic factors affecting vulnerability to biological invasions ». *In* Perrings C., Williamson M., Dalmazzone S. (eds): *The economics of biological invasions*. Cheltenham, UK, Edward Elgar Publishing: 17-30.

FINNOFF D., TSCHIRHART J., 2005 - Identifying, preventing and controlling invasive plant species using their physiological traits. *Ecological Economics,* 52(3): 397-416.

GROVES R.H., HOSKING J.R., 1997 - *Recent incursions of weeds to Australia 1971-1995*. Adelaide, Australie, Cooperative Research Centre for Weed Management Systems, Technical Series N° 3, 74 p.

HAYES K.R., CANNON R., NEIL K., INGLIS G., 2005 - Sensitivity and cost considerations for the detection and eradication of marine pests in ports. *Marine Pollution Bulletin*, 50(8): 823-834.

JAY, M., MORAD M., BELL A., 2003 - Biosecurity, a policy dilemma for New Zealand. *Land Use Policy,* 20(2): 121-129.

KNOWLER D., BARBIER E., 2005 - Importing exotic plants and the risk of invasion: Are market-based instruments adequate? *Ecological Economics,* 52(3): 341-354.

LEVINE J.M., D'ANTONIO C.M., 2003 - Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology* 17(1): 322-326.

MACK R.N., 1995 – « Understanding the process of weed invasions: The influence of environmental stochasticity ». *In* Stirton C.H. (Ed.): *Weeds in a changing world.* Farnham (UK), British Crop Protection Council Symposium Proceedings 64: 65-76.

MACK R.N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F.A., 2000 - *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*. Ecological Society of America, Issues in Ecology No. 5, 20 p.

MEYER J.Y., 2000 – « Preliminary review of the invasive plants in the Pacific Islands (SPREP Member Countries) ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific: a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 85-114.

MORRISON L.W., PORTER S.D., DANIELS E., KORZUKHIN M.D., 2004 - Potential global range expansion of the invasive fire ant, *Solenopsis invicta*. *Biological Invasions,* 6: 183–191

OTA, 1993 - *Harmful Non-Indigenous Species in the United States, OTA-F-565*. Washington, D.C., U.S. Government Printing Office, Office of Technology Assessment, U.S. Congress, 391 p.

ROUGET M., RICHARDSON D.M., NEL J.L., VAN WILGEN B.W., 2002 - Commercially Important Trees as Invasive Aliens – Towards Spatially Explicit Risk Assessment at a National Scale. *Biological Invasions,* 4(4): 397-412.

SHERLEY G., LOWE S., 2000 - « Towards a regional invasive species strategy for the South Pacific: issues and options ». *In* Sherley G. (ed): *Invasive species in the Pacific: a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme: 7-18

SOLOW A., COSTELLO C., 2004 - Estimating the rate of species introductions from the discovery record. *Ecology,* 85: 1822-1825.

WILLIAMS P.A., NICOL E., NEWFIELD M., 2000 - *Assessing the risk to indigenous New Zealand biota from new exotic plant taxa and genetic material*. Wellington, Department of Conservation, 42 p.

WILLIAMSON M., 1996 - *Biological Invasions*. London, Chapman & Hall, 244 p.

WILLIAMSON M., FITTER A., 1997 - The varying success of invaders. *Ecology,* 77(6): 1661-1666.

WORK T.T., MCCULLOUGH D.G., CAVEY J.F., KOMSA R., 2005 - Arrival rate of non indigenous insect species into the United States through foreign trade. *Biological Invasions*, 7(2): 323–332.

YAMAMURA K., KATSUMATA H., WATANABE T., 2001 - Estimating invasion probabilities: A case study of fire Blight Disease and the Importation of Apple Fruits. *Biological Invasions,* 3(4): 373-378.

Retour au Sommaire

 © IRD, 2006

QUESTION 4

Les conséquences d'une politique de non gestion des espèces envahissantes

Hervé JOURDAN[1], Lloyd LOOPE[2]

[1] IRD – UMR 022 CBGP (Centre de Biologie et Gestion des Populations), Laboratoire Zoologie appliquée, BP A5 - 98848 Nouméa Cédex –Nouvelle-Calédonie – Courriel : Herve.jourdan@noumea.ird.nc

[2] US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

Résumé

Nous présentons ici quelques exemples d'espèces envahissantes non gérées et qui constituent aujourd'hui des problèmes environnementaux et économiques majeurs dans la région Pacifique : Miconia calvescens (le miconia), les espèces dont la propagation est liée à la filière horticole à Hawaii (Eleutherodactylus coqui, la grenouille coqui), Quadrastichus erythrinae (la guêpe des érythrines), Wasmannia auropunctata (la fourmi électrique), Bufo marinus (le crapaud marin) au Queensland ou Boiga irregularis (le serpent brun arboricole) à Guam.

Nous présentons ensuite une étude de cas appliquée à la Nouvelle-calédonie : l'expansion et les conséquences de la fourmi électrique (données sur la biologie et l'écologie de l'espèce, analyse des nuisances et les stratégies de lutte). Cet envahisseur illustre des nuisances qui concernent aussi bien l'homme que ses activités agricoles ou l'environnement.

Introduction

Une absence de gestion ou une gestion non efficace des espèces envahissantes peut avoir des conséquences dévastatrices sur les îles océaniques. Sur la base d'exemples touchant certaines des îles du Pacifique, on peut facilement envisager un « scénario catastrophe » pour la Nouvelle-Calédonie pour le milieu du XXIe siècle, lorsque des invasions majeures auront eu un effet négatif sur l'économie du pays, sur la santé et la qualité de vie de ses habitants, et auront déclenché la dégradation des processus des écosystèmes.

Quelques exemples

En 2005, la Nouvelle-Calédonie est malheureusement déjà un exemple sans équivalent d'une nation insulaire où la petite fourmi feu (*Wasmannia auropunctata*) est responsable d'importantes nuisances pour les populations humaines et d'une dégradation écologique majeure dans une grande partie de l'archipel (Jourdan, 1997 ; Le Breton et *al.*, 2005), nous y reviendrons ultérieurement.

De bons exemples d'une gestion insuffisante des invasions proviennent de l'archipel d'Hawaii. Si les États-Unis ont un formidable programme de protection de leur agriculture, il n'y a quasiment pas de traitement spécifique pour Hawaii (OTA, 1993). Le Gouvernement hawaïen a pourtant développé une des meilleures réglementations parmi tous les États américains pour prévenir l'émergence de nouveaux ravageurs. De plus, cet État possède théoriquement un avantage en terme de protection de ses frontières, puisque l'archipel est entouré de grandes étendues océaniques. Pourtant, cet État doit se battre (sans succès jusqu'à aujourd'hui) contre une réalité : ses écosystèmes sont exceptionnellement sensibles aux invasions, ils montrent (par unité de surface) un taux d'introduction et d'établissement d'espèces allochtones 500 fois supérieur à celui du reste des États-Unis (McGregor, 1973 ; Sheppard et *al.*, ce volume).

La communauté des biologistes de la conservation, concernés par la préservation de la biodiversité hawaïenne, considère que la diversité des biotopes rencontrés participe non seulement à la beauté et au mystère de l'archipel, mais constitue un patrimoine de valeur mondial parce que ce groupe d'îles forme un microcosme sans égal (y compris aux Galápagos) de processus évolutifs uniques (Juvik et Juvik, 1998). De plus, l'archipel compte un nombre impressionnant de zones protégées, soient fédérales, soient locales (Juvik et Juvik, 1998). Les découvertes d'espèces étonnantes (Rubinoff et Haines, 2005) ou de processus évolutifs inédits (Gillespie, 2004 ; Vitousek, 2004) sont presque aussi fréquentes que la détection de nouveaux envahisseurs nuisibles. D'autre part, l'archipel présente une industrie du tourisme qui pèse 10 milliards de dollars (par an) mais qui, pour beaucoup, dépend du fait que l'environnement de Hawaii reste relativement intact (Choo, 2004).

Miconia calvescens à Hawaii

Miconia calvescens est un arbre d'origine néotropicale, dont les graines sont dispersées par les oiseaux. Cette plante a été introduite en Nouvelle-Calédonie au cours des années 1970. À Tahiti, qui offre une certaine similitude écologique avec une partie des habitats de la Nouvelle-Calédonie, *M. calvescens* a été introduite en 1937 et s'est étendue pour couvrir les deux-tiers de l'île dans les années 1980, jusqu'à des altitudes atteignant 1 200m (Meyer, 1996). Cet arbre a des feuilles de très grande taille (1 m de longueur) ; les rayonnements lumineux qui atteignent le sol de la forêt sous sa canopée sont très faibles, ainsi toutes les autres espèces se trouvent dans l'ombre et périclitent. À Tahiti, on estime qu'entre 40 et 50 espèces parmi les 107 espèces végétales endémiques de l'île sont au bord de l'extinction, essentiellement du fait de l'invasion de *Miconia* (Meyer et Florence, 1996). En outre, la dispersion des graines est accélérée par certains oiseaux, eux-mêmes introduits, en particulier *Pycnonotus cafer*, espèce également présente en Nouvelle-Calédonie.

Lorsque F.R. Fosberg, botaniste spécialiste du Pacifique, a constaté l'infestation de *M. calvescens* à Tahiti en 1971, il a prévenu les autorités hawaïennes : « *c'est LE végétal qui pourrait vraiment détruire les forêts hawaïennes indigènes* » (Altonn, cité dans Medeiros et *al*., 1997).

Dès cette époque, cet arbre était déjà naturalisé sur des terrains privés en plusieurs points de l'île de Hawaii et était vendu par au moins une pépinière. Malgré des rapports réguliers de botanistes hawaïens alertant sur le problème à Tahiti, et quelques mobilisations ponctuelles de personnes ou de groupes pour éliminer cet envahisseur, il n'y a eu aucun effort de contrôle continu encouragé au niveau gouvernemental avant les années 1990. Ce n'est qu'après la découverte de *M. calvescens* sur l'île de Maui que des actions d'éradication ont été engagées, à partir de mi-1991. Conant et ses collaborateurs (1997) ont tenté d'en comprendre les raisons : « *Malgré le fait que Hawaii souffre d'invasions végétales dans une proportion largement supérieure à toutes les autres régions du monde, il n'existe aucun système coordonné définissant les responsabilités administratives. Les administrations responsables de la gestion des nuisibles connaissent un manque chronique de financements, et chacune a ses propres priorités. Le fait que l'État de Hawaii soit constitué de huit grandes îles tend à décourager les campagnes unifiées contre une espèce nuisible particulière. Chaque île a ses propres problèmes perçus avec les végétaux envahissants. Et sur chaque île, les maigres ressources disponibles pour la gestion des nuisibles sont typiquement attribuées à quelques espèces considérées comme des priorités essentielles sur l'île considérée.* » Des agences et des personnes de Maui ayant initié une tentative d'éradication (sans succès, parce que la détection de *M. calvescens* a eu lieu alors que l'espèce était déjà présente sur des terrains privés dans une zone isolée de l'île depuis peut-être 20 ans), ont contacté le botaniste J.-Y. Meyer à Tahiti, et adressé un signal d'alarme dans tout l'État à propos de *M. calvescens.*

Miconia calvescens a été classé le 22 août 1992 comme un **végétal nuisible** aux termes du Chapitre 68 des Statuts Révisés de Hawaii par le ministère hawaïen de l'Agriculture (HDOA). Ce classement a autorisé le HDOA (sans le financer) à effectuer des contrôles sur des terrains privés (Medeiros et *al.,* 1997). Un financement a fini par être alloué, en provenance du comté, de l'État et de différentes sources fédérales. Ces

efforts ont abouti à un confinement au moins provisoire sur Maui, Oahu et Kauai, mais sont restés insuffisants pour enrayer l'extension sur l'île de Hawaii. Les efforts de lutte contre le miconia à Hawaii coûtent à l'heure actuelle 2 à 3 millions de dollars par an, et le succès n'est que modeste. Selon Conant et ses collaborateurs (1997) : « *Le contrôle biologique doit faire l'objet de recherches, mais c'est pour dans au moins 10 ans. Les contrôles mécaniques et chimiques doivent être considérés comme les seules méthodes de contrôle éprouvées dans l'avenir immédiat* ». À la mi-2005, les efforts de biocontrôle ont progressé, mais n'en sont qu'au stade des essais. Ce qui est positif, c'est que cela fait plus de dix ans que l'on parle de *Miconia calvescens* à Hawaii. La menace que fait peser cette invasion sur la biodiversité mais aussi sur les bassins versants est maintenant largement reconnue ; si l'invasion s'étend, une érosion et des glissements de terrain sont à craindre sur les pentes raides en cas de fortes pluies, du fait de la capacité de *M. calvescens* à constituer une formation végétale monospécifique, sans sous-étage et de son système radiculaire peu profond. La découverte récente d'une infestation en Nouvelle-Calédonie nécessite une réaction urgente tant en terme d'inventaire des surfaces touchées, que d'actions concrètes d'éradication avec un fort volet d'information et d'adhésion du public pour recenser toute station.

Une industrie des pépinières « non gérée » à Hawaii

L'État d'Hawaii a développé une solide industrie de production de fleurs et de produits de pépinières, qui présente un chiffre d'affaire total en constante progression : de 88 597 000 dollars en 2001, à 94 525 000 dollars pour 2004. Au cours de cette même période, les ventes de végétaux paysagers ont progressé et sont passées de 12 996 000 dollars en 2001, à 18 519 000 dollars en 2004 (HDOA, 2005). Comme les principales cultures agricoles de Hawaii (canne à sucre et ananas) stagnent, l'industrie des pépinières est généralement considérée comme l'espoir de l'agriculture hawaïenne. Pourtant, cette industrie est considérée par certains comme, au mieux, une épée à double tranchant du point de vue de la protection de l'environnement.

Le développement de l'industrie des pépinières à Hawaii par rapport à la capacité du ministère hawaïen de l'Agriculture (HDOA) à la gérer est frappant. Sur les 790 pépinières de l'État, 360 sont sur la Grande Île, 220 sur Oahu, 150 sur Maui et 60 sur Kauai ; parmi celles-ci, 367 (223 sur la Grande Île) sont agréées par l'État, ayant contractuellement convenu de mettre en œuvre les procédures nécessaires pour éviter la dispersion d'un petit nombre de végétaux nuisibles spécifiés (Leone, 2003). Le HDOA effectue des inspections périodiques pour contrôler que ces pépinières sont conformes aux règles d'agrément. Les pépinières agréées sont autorisées à exporter vers les autres États continentaux et vers des destinations étrangères, au travers d'un accord avec le ministère américain de l'Agriculture (USDA).

Malheureusement, au cours de ces dernières années, quelques espèces envahissantes majeures sont passées à travers les mailles des filets de la protection aux frontières du HDOA et de l'USDA (essentiellement dans le port d'Honolulu) : la petite fourmi de feu (*W. auropunctata*), la grenouille Coqui (*Eleutherodactylus coqui*) et la chenille urticante *Darna pallivitta* (Loope et Pascal, ce volume). Ces espèces ne sont pas faciles à détecter, elles ne figurent pas dans le protocole d'agrément (qui ne

s'applique de toute façon qu'aux pépinières agréées), alors qu'elles sont dispersées quotidiennement par l'intermédiaire des ventes des produits de pépinières (au même titre que d'autres nuisibles, dont une espèce apparemment nouvelle de limace qui atteint une longueur de 80 mm). Beaucoup de pépiniéristes essayent consciencieusement d'éviter une telle pollution biologique, mais d'autres restent récalcitrants (Leone, 2003). Même pour les pépiniéristes les plus consciencieux, la détection de ces nuisibles est difficile : par exemple, les œufs de grenouille sont si petits qu'ils voyagent sous les feuilles et dans les fentes entre le pot et la terre (Leone, 2003). Les œufs de la chenille urticante sont petits et translucides, attachés aux plantes.

Lorsque la petite fourmi de feu a été détectée pour la première fois à Hawaii en 1999, il a été publié une résolution initiale d'éradication. Cette espèce se propage en association avec la vente de produits de pépinières, en particulier les palmiers allochtones. Krushelnycky et ses collaborateurs (2005) expliquent : « *Les efforts du HDOA ont concerné la détection, des expériences d'éradication de populations locales et la mise en place d'une quarantaine inter-îles. L'action du ministère a été ralenti par un manque d'effectif humain, par un manque d'accès aux registres des ventes des pépinières, par la difficulté de détection de cette fourmi, par l'absence d'un produit agréé pour le contrôle de cette fourmi dans les vergers et les plantations de légumes, par un défaut de prise de conscience de la part du public et des vendeurs, et par la probabilité que la fourmi était présente depuis au moins une dizaine d'années avant sa découverte. Le HDOA s'est refusé à un plan d'éradication global et à la mise en œuvre d'une quarantaine intra-île, pour éviter que les pépinières infectées ne vendent leurs végétaux. Alors que trois populations d'une taille totale de 12 ha étaient connues sur l'île d'Hawaii en septembre 1999, ce nombre était passé à 31 populations sur un total de 76 ha en janvier 2004. Huit populations en janvier 2004 provenaient d'infestations par des pépinières, et ces pépinières continuaient à vendre* ». En juillet 2005, il y a plus de 50 populations distinctes de petites fourmis rouges (P. Conant, communication personnelle), et l'on commence à signaler des chats domestiques ayant les yeux voilés (apparemment aveugles) du fait des piqûres répétées de petites fourmis rouges, de façon similaire à ce qui a été rapporté pour les mammifères dans certaines parties d'Afrique de l'Ouest par Walsh et ses collaborateurs (2004).

Kraus et Campbell (2002) ont décrit les conditions malheureuses qui ont conduit à une situation désespérée en ce qui concerne les grenouilles *coqui* sur la Grande Île de Hawaii. (Pour des détails complémentaires sur la grenouille *coqui*, voir la contribution de Loope et Pascal, ce volume.) Bien que cette grenouille originaire des Caraïbes constitue probablement une menace sérieuse pour la biodiversité, du fait de sa consommation d'insectes endémiques et des insectes qui constituent la nourriture des oiseaux endémiques, l'aspect qui a reçu la plus grande attention, frôlant parfois l'hystérie, est le problème du bruit (pour l'homme) et celui de la baisse des valeurs immobilières associées (McAvoy, 2005). De trois colonies connues sur Maui et cinq sur la Grande Île en 1999, la *coqui* est passée en juin 2003 à plus de 200 colonies sur la Grande Île, 40 ou plus sur Maui, cinq sur Oahu et une sur Kauai (Leone, 2003). Kraus avait déclaré à cette époque que les populations de Kauai et Oahu « *[étaient] très similaires à celles qu'il y avait sur la Grande Île cinq ou six auparavant. La Grande Île est perdue, mais il reste probablement un espoir pour toutes les autres îles de se débarrasser des populations présentes* » (Leone, 2003). En juillet 2005, la Grande Île comptait 300 populations de *coqui* sur une surface totale de 2 500 à 3 000 ha (McAvoy, 2005).

Il est difficile d'imaginer comment le HDOA, bien qu'en restant optimiste, puisse éventuellement doubler son effectif et travailler en étroite collaboration avec le public et les groupes inter-administrations, et même en imaginant une forte coopération de 90 % des pépinières, pourrait prendre un quelconque contrôle des populations de petites fourmis rouges, des grenouilles *coqui* et des chenilles urticantes. Mais pire encore, Hawaii semble condamnée à un flux continu d'invasions biologiques – compte tenu de sa haute vulnérabilité à l'établissement (McGregor, 1973) et de la forte probabilité de la pérennité d'une situation de *statu quo* militant contre une limitation des voies commerciales internationales, particulièrement en ce qui concerne l'industrie horticole. Ainsi, les pépinières de Hawaii importent des semis de palmiers d'Asie parce qu'elles obtiennent ces semis d'importation plus rapidement et à un prix inférieur par rapport à la production locale, et car elles y sont autorisées. Les végétaux sont « pré-débarrassés » par le pays exportateur des nuisibles spécifiés, mais pas nécessairement des nuisibles inattendus et non spécifiés, particulièrement s'ils sont difficiles à détecter (ce qui est apparemment souvent le cas). Cowie et Robinson (2003) citent certaines des données les plus intéressantes qui montrent le rôle prédominant des mouvements des produits horticoles dans les introductions de végétaux nuisibles.

Compte tenu que les envahisseurs parcourent de grandes distances, notamment sur des produits de pépinières, Hawaii n'a que peu d'espoir de parvenir à développer des évaluations de risques et de limiter les risques aux termes de la rigueur scientifique demandée par l'OMC et par la communauté internationale (Sheppard et *al*., ce volume). Un exemple très récent concerne le cynips *Quadrastichus erythrinae*, une espèce d'origine incertaine, décrite pour la première fois en 2004 à Taïwan, où elle est envahissante. Elle a été découverte à Hawaii en avril 2005, et dès juillet 2005 elle causait de gros dommages à *Erythrina sandwicensis*, un arbre endémique de basse altitude encore commun aujourd'hui (Heu et *al*., 2005).

Les dommages potentiels pour les îles du Pacifique si la menace des serpents envahissants reste sous-évaluée

L'île de Guam, dans le Pacifique Ouest, illustre un exemple dramatique des conséquences que peut avoir sur les habitats insulaires un défaut de vigilance vis-à-vis de serpents potentiellement envahissants (Kraus et Cravalho, 2001). Depuis les années 1950, l'île de Guam est soumise à l'invasion du serpent brun arboricole (*Boiga irregularis*, *Brown Tree Snake* ou BTS). Fritts et Rodda (1998) notent que le BTS, qui atteint aujourd'hui une biomasse moyenne de 3 kg / ha sur Guam, a éliminé toutes les espèces de proies endothermes (à sang chaud), à l'exception du rat polynésien (*Rattus exulans*) (0,2 kg / ha) et du rat noir (*Rattus rattus*) (3,0 kg / ha). Les proies principales du BTS incluent trois espèces allochtones de geckos (5,5 kg / ha) et deux espèces allochtones de scinques des litières (22 kg / ha). Il n'existe virtuellement pas d'oiseaux qui ne puissent contribuer de façon significative à l'alimentation du BTS. La disparition de populations d'oiseaux indigènes et non indigènes de Guam, due à l'invasion du BTS, a probablement eu pour conséquence, bien qu'elle ne soit pas encore documentée, une cascade d'effets écologiques sur l'écosystème forestier : défaut de dispersion de graines, défaut de pollinisation, et perte de la régulation des populations insectes herbivores par prédation. Par exemple, certaines observations permettent de suggérer une augmentation

dramatique des populations d'araignées due à la disparition de l'avifaune insectivore (Rodda et *al*., 1999). Ce type d'explosion démographique a également été illustré par les travaux expérimentaux de Gruner (2005) à Hawaii. Au cours d'une expérience d'exclusion de l'avifaune des forêts indigènes pendant une période de 33 mois, cet auteur a montré que l'exclusion d'oiseaux avait pour conséquence une augmentation de 25 à 80 fois de la densité d'une espèce d'araignée allochtone, *Achaearanea cf. riparia* (*Theridiidae*). La progression de ce reptile se solde donc par une transformation profonde des écosystèmes. C'est une menace très sérieuse. En effet, cette espèce est régulièrement interceptée à Hawaii, ce serpent se comportant comme un « auto-stoppeur » utilisant les possibilités de déplacement offertes par les cargaisons aériennes, mais également, par exemple, par les espaces disponibles dans les trains d'atterrissage des avions.

Un agent de contrôle biologique échappé dans le Pacifique : le crapaud de la canne à sucre, ou crapaud marin

Le crapaud marin *Bufo marinus* (Linné, 1758), originaire d'Amérique tropicale, a été dispersé au cours du XXe siècle à des fins de lutte biologique, pour gérer principalement des problèmes d'insectes ravageurs dans les plantations de canne à sucre, voire de bananiers. Cette espèce est aujourd'hui largement répandue dans le Pacifique : Australie, Papouasie, Nouvelle-Guinée, Hawaii, îles Cook, Micronésie, Fidji, Guam, îles Mariannes du Nord, Samoa américaines, Kiribati, îles Marshall, Palau, îles Salomon, Tuvalu mais également au Japon (Okinawa).

Malheureusement, ce prédateur généraliste, à l'activité nocturne, ne s'est pas cantonné aux plantations. Il s'est répandu dans une large gamme d'habitats : zones agricoles, zones perturbées, lacs, forêt naturelle, zones humides, zones urbanisées, etc., où il exerce une prédation à l'égard d'un grand nombre de proies. Le régime alimentaire comprend principalement des insectes (sauterelles, chenilles, fourmis, voire mille-pattes et escargots), mais également de petits vertébrés, tels que des souris ou de jeunes rats, voire de jeunes oiseaux, mais également des lézards ou de jeunes serpents (Sherley, 2000). Cette espèce est également en compétition avec les amphibiens autochtones (pour la nourriture, l'habitat de nidification et également pour une prédation directe), ce qui induit une ré-organisation complète des communautés affectées (Crossland, 2000). Ce crapaud se rencontre toujours à terre, mais il a besoin d'eau pour pondre. Ce crapaud est très opportuniste pour le choix des sites de ponte : n'importe quel point d'eau stagnante peut être utilisé. Les têtards sont capables de supporter des niveaux élevés de salinité, si bien que des têtards ont été observés dans de l'eau de mer. Une femelle pond de 8 000 à 35 000 œufs. La maturité sexuelle est obtenue au bout de 6 à 18 mois. L'espérance de vie peut atteindre 40 ans, mais en général de 5 à 10 ans (IUCN-ISSG, 2005).

Cette espèce se propage, faute de prédateurs. En effet, ce crapaud sécrète une substance toxique pour se défendre (la bufotenine). Les glandes paratoïdes sécrètent une toxine que l'animal peut projeter (jusqu'à un mètre de distance) en cas de menace ou lorsqu'il est saisi (comme, par exemple, lorsque le crapaud subit la pression exercée par les mandibules d'un prédateur). Ces sécrétions sont connues pour causer la mort

d'animaux domestiques (chats, chiens), voire de prédateurs comme certains serpents et lézards en Australie. Plusieurs serpents ont été retrouvés mort avec des crapauds dans la mâchoire ou dans l'estomac. D'ailleurs, en Australie, l'expansion du crapaud et la mortalité associée de certains serpents consommateurs d'amphibiens conduit à une transformation des communautés de serpents et à la dominance d'espèces qui ne consomment pas d'amphibiens (Phillips et *al*., 2003 ; Phillips et Shine, 2004). Cette espèce est donc responsable d'un changement profond de la biodiversité en Australie. Des cas de mortalité humaine sont également signalés suite à l'ingestion d'oeufs ou d'adultes, les enfants seraient particulièrement plus sensibles (Levey, 2001 cité dans IUCN-ISSG, 2005). Enfin, les coassements sont une source de nuisances sonores pour les populations humaines dans les zones urbaines, où les gens ont le sommeil perturbé.

Par contre, il n'existe aucune méthode de lutte, seules des mesures de veille associées à l'information du public freinent l'expansion en Australie. Des recherches sont également en cours en Australie pour trouver une solution de contrôle biologique (de type viral) (IUCN-ISSG, 2005).

Cette espèce illustre le risque de l'utilisation d'un agent biologique non spécifique, pour lequel on ne s'est pas assuré de la spécificité vis-à-vis de cibles biologiques précises, ni du risque de propagation dans la nature. Compte tenu des risques évoqués, l'arrivée de cet amphibien pourrait être catastrophique pour les milieux naturels néo-calédoniens. Pour éviter une introduction en Nouvelle-Calédonie, une veille doit donc être envisagée.

Les voies de dispersion sont connues. Cette espèce a déjà été interceptée avec des containers en Polynésie française (J.-Y. Meyer, communication personnelle). Les principales voies de dispersion sont les introductions volontaires par des particuliers, mais également le commerce maritime et aérien (cargaisons et containers). La principale source pourrait être l'arrivée d'œufs ou de têtards avec un chargement contenant de l'eau stagnante en provenance d'une zone contaminée, voire également le déplacement d'individus adultes (comportement de « *hitchickers* » avec les containers). Pour les oeufs, le risque est surtout associé à des cargaisons d'avions (les œufs éclosent de 24 à 72 heures après la ponte). Une fois introduite, l'espèce se propage par elle-même, y compris par des épisodes de crues. Le transport routier de marchandises est également un vecteur important (IUCN-ISSG, 2005).

 © IRD, 2006

La Fourmi électrique : exemple d'une invasion catastrophique dans l'archipel néo-calédonien

> « *Accidently introduced by commerce into one or two islands in the Galapagos Islands in the late 1960's or early 1970's, it has spread outward across the archipelago forming in many places a living blanket of ants that kill and eat nearly all other ants in their path* ».
>
> ***B. Hölldobler et E.O. Wilson**, 1994*
>
> « *Cet arbre (Pinus caribeae hondurensis) a produit des milliers de petites fourmis, qui donnent la gale et détruisent les plantations de café. Attaqué par ces fourmis, on ne peut avoir d'autre défense que de se jeter à l'eau. Mais pour sauver le café, il n'y a rien à faire : à cause des fourmis des Pinus, les gens ont été contraints d'abandonner leurs anciennes cultures qui assuraient leurs revenus* ».
>
> *Propos d'un mélanésien dans **Kohler,** 1984*

Dans un monde globalisé, les invasions biologiques sont une menace environnementale grandissante, restée longtemps sous-évaluée. Cette situation est particulièrement sensible dans le Pacifique où l'on rencontre des systèmes insulaires, qui par définition présentent des écosystèmes uniques et fragiles, avec des populations humaines aux limites de l'équilibre avec cet environnement. L'évaluation de ce risque envahissant et la mise en place d'une prévention et d'une veille adaptée apparaissent aujourd'hui prioritaires, dans une perspective de gestion des environnements insulaires. Pour illustrer ces enjeux, en particulier les conséquences sur l'environnement d'une invasion non maîtrisée, nous présentons l'exemple de la propagation de la fourmi électrique, *Wasmannia auropunctata,* en Nouvelle-Calédonie.

Données sur la biologie et l'écologie de l'espèce

Cette petite fourmi monomorphe (une seule caste d'ouvrières) appartient à la sous–famille des *Myrmicinae* (présence d'un aiguillon fonctionnel et de 2 segments entre le thorax et le gastre). Les ouvrières sont de petite taille (1,2-1,3 mm), d'une couleur variant du jaune-brun doré au brun foncé, et se caractérisent par un déplacement lent. Les reines sont plus foncées et massives (4,5 mm) et les reines vierges sont ailées. Les mâles ont une allure plus grêle (environ 4 mm), ils sont ailés et on distingue nettement les valves génitales à l'arrière du gastre.

Wasmannia auropunctata est considérée comme autochtone dans une région qui s'étend depuis les Caraïbes jusqu'à l'Uruguay et le nord de l'Argentine, couvrant pratiquement l'Amérique tropicale depuis le sud du Mexique. C'est une fourmi qui se rencontre jusqu'à une altitude supérieure à 1 100 m dans sa zone d'origine (Jourdan et *al*., 2002). Au cours des dernières décennies, cette espèce a été dispersée dans la ceinture tropicale du globe grâce au commerce humain. Aujourd'hui, on la rencontre en Afrique de l'Ouest (Cameroun, Gabon), en Amérique du Nord (Floride, Bahamas, Bermudes) et dans la région Pacifique (Galápagos, Nouvelle-Calédonie, Salomon, Vanuatu, Wallis et Futuna, Hawaii, Polynésie française et sans doute à Tuvalu) (Waterhouse, 1997) et encore plus récemment au Moyen-Orient en Israël (Porter, communication personnelle, 2005).

Introduite accidentellement en Nouvelle-Calédonie au cours des années 1960, sa dispersion initiale a accompagné celle du pin des Caraïbes (Jourdan, 1999). Ubiquiste et

opportuniste, cette fourmi nuisible par sa piqûre colonise non seulement les milieux agricoles et urbains mais également les milieux naturels (Jourdan, 1999 ; Chazeau et *al*., 2002a ; Le Breton et *al*., 2003, 2005). *Wasmannia auropunctata* est considérée comme une espèce vagabonde ou « *tramp species* ». La définition repose sur une classification fonctionnelle et indépendante de la phylogénie qui associe un ensemble d'espèces diversifiées. Ce sont Wilson et Taylor (1967) qui donnent la première définition formelle du groupe : le critère retenu est « *la capacité à être déplacé par l'homme dans de nouvelles régions et d'y établir des populations* ». En effet, les *tramp species* possèdent des caractéristiques biologiques qui facilitent leur dissémination par les activités humaines :

- la polygynie (au moins 2 reines fonctionnelles dans les nids) ;
- l'extension des colonies par « bouturage » des nids avec disparition ou réduction du vol nuptial ;
- la tendance à l'unicolonialité (réduction de l'agressivité intraspécifique et tolérance inter-colonies) ;
- l'opportunisme alimentaire ;
- l'opportunisme pour les sites de nidification ;
- la capacité à déménager rapidement leurs couvains (oeufs, larves, nymphes) quand leurs nids sont perturbés (Passera, 1994 ; Holway et *al*., 2002).

Cycle de développement

Typiquement, une unité de reproduction (= un nid) est constituée par plusieurs reines inséminées, des ouvrières et du couvain. Les ouvrières sont strictement stériles. Saisonnièrement, on observe des reines vierges (individus femelles ailées) et des mâles ailés. L'accouplement est « intranidal », on n'a jamais observé de vol nuptial massif pour les sexués en Nouvelle-Calédonie. En outre, la fondation est dépendante : une jeune femelle récemment désailée est incapable de fonder seule (au laboratoire, il a été montré qu'il n'y avait pas de développement d'une colonie lorsqu'une reine est isolée des ouvrières ; Ulloa-Chacon, 1990). Ces observations suggèrent également le maintien de jeunes reines dans les agrégats après leur accouplement, ce qui facilite le remplacement des reines en fin de vie. De ce fait, la progression des colonies se fait à court terme par bouturage, avec un rythme lent, selon des fronts discrets d'invasion (au plus quelques dizaines, voire centaines de m / an (Meier, 1994 ; Walsh et *al*., 2004). La dispersion à longue distance s'effectue uniquement par l'intermédiaire des activités humaines (Jourdan et *al*., 2002 ; Walsh et *al*., 2004) avec des matériaux contaminés. Cependant, cette dispersion longue distance est également possible à l'occasion d'évènements catastrophiques, tels que les crues. Les individus ne se noient pas et s'agrègent à la surface de l'eau pour être transportés par les flots. Des agrégats ont même été observés au large, en mer (Jourdan, 1999).

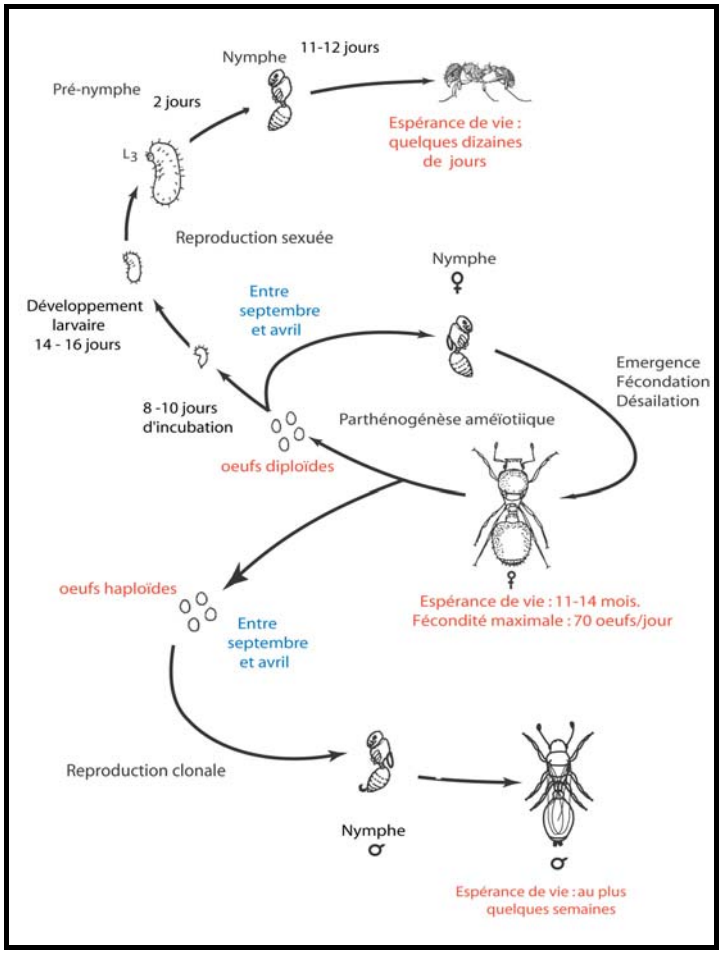
Le succès envahissant est en outre renforcé par un système de reproduction exceptionnel (Fournier et *al*., 2005) : les reines et les mâles sont produits par clonalité (parthénogénèse améïotique pour les femelles, et mécanisme clonal à élucider pour les mâles) alors que les ouvrières sont produites par reproduction sexuée classique (toutes les reines sont fécondées). Ainsi, cette espèce bénéficie de l'avantage de la clonalité pour se propager, tout en profitant des avantages de la reproduction sexuée pour les

ouvrières, destinées à permettre la survie des clones, responsables de la propagation de l'espèce.

La durée du développement est de 38 à 50 jours pour l'ouvrière, mais elle n'est pas établie précisément pour les mâles et les femelles (plus de 50 jours) (Figure 1). L'acquisition de la maturité sexuelle est rapide : selon Ulloa-Chacon (1990), la ponte a lieu 24 à 48 h après la fécondation et le taux de fécondité est maximum chez les jeunes reines âgées de 1 à 2 mois (en moyenne 32,5 œufs / jour, avec un maximum supérieur de 70 œufs / jour). Cette fécondité diminue avec l'âge, en particulier à partir du 7ème mois, même si les reines pondent jusqu'aux derniers jours de leur vie, où leur fécondité est alors réduite de 85 % (Ulloa-Chacon et Cherix, 1989 ; Ulloa-Chacon, 1990).

En ce qui concerne la phénologie de l'espèce, on observe des sexués pendant 11 mois de l'année au Brésil, et seulement pendant 7 à 8 mois en Nouvelle-Calédonie (généralement de septembre à avril, ce qui correspond aux saisons les plus chaudes et humides). Compte tenu de la faible espérance de vie d'une reine (de 11 à 15 mois, selon Ulloa-Chacon et Cherix, 1989), leur remplacement est un processus important pour la survie des communautés et le maintien des nids. Toutes ces informations sont cruciales pour la mise en oeuvre des stratégies destinées à contrôler la dispersion de cette espèce, en particulier la saisonnalité marquée du renouvellement des reines doit être mis à profit dans une perspective de lutte.

Figure 1 : cycle de développement de *W. auropunctata* (modifiée de Jourdan, 1999).



Ressources alimentaires

Le régime alimentaire se caractérise par un grand opportunisme et une grande polyphagie, avec un large spectre de ressources alimentaires (Clark et *al*., 1982 ; Lubin, 1984 ; Horvitz et Schemske, 1984, 1990 ; Torres, 1984 ; Meier, 1985, 1994). Cette espèce se comporte comme un prédateur (petites proies arthropodes, en particulier les autres fourmis), mais également comme un détritiphage (matières organiques en décomposition, telles que des déjections d'oiseaux, des cadavres de petits vertébrés, etc.), ou comme un nectarivore (nectaires extra-floraux ou nectar floral). L'espèce a été observée sur les nectaires extra-floraux de broméliacées, cactacées, costacées, leguminosées, mimosées, moracées, orchidacées, passifloracées, vochysiacées, et zingiberacées (Bentley, 1977 cité dans Pollard et Persard, 1991 ; Horvitz et Schemske, 1984, 1990 ; Meier, 1985 ; Oliveira et *al.,* 1987 ; Oliveira et Brandao, 1991 ; Koptur, 1992). Elle a été observée consommant des éléments végétaux, y compris des champignons. Elle peut se comporter également comme une espèce granivore, en particulier en saison sèche (pour des graines de taille compatible avec la taille des ouvrières (diam. de 0,3 à 0,7 mm) (Clark et *al*., 1982 ; Kaspari, 1996). Cependant, cette fourmi préfère les miellats d'hémiptères (pucerons, cochenilles, aleurodes, psylles, etc.) : cet apport en carbohydrates représente jusqu'à 60 % du régime alimentaire (Clark et *al*., 1982 ; Lubin, 1984). Cet opportunisme alimentaire s'accompagne d'une activité continue des colonies, les individus étant actifs 24 / 24h (Clark et *al*., 1982).

Malgré sa faible vitesse de locomotion, *W. auropunctata* exploite efficacement les ressources alimentaires grâce à un recrutement de masse rapide et continu (Delsinne et *al*., 2001 ; Le Breton, 2003). Cette capacité serait renforcée par la sécrétion d'une molécule répulsive (2,5 dimethyl-3-isopentylpyrazine) par les glandes mandibulaires,lui permettant d'exclure des ressources les espèces compétitrices de fourmis (Smith, 1936 ; Howard et *al*., 1982 ; Meier, 1994). Cette phéromone appartient à la famille des alkyl-pyrazines dont la production est fréquente chez les *Formicinae*, *Ponerinae* et *Myrmicinae*. Elle constituerait également un signal d'alerte pour le recrutement de masse des ouvrières (Howard et *al*., 1982). Cependant, ce volet « défense chimique » est sujet à controverse, puisque Le Breton (2003) n'a pas pu montrer d'effet répulsif vis-à-vis de la myrmécofaune autochtone en Nouvelle-Calédonie.

L'agressivité envers les autres espèces est très marquée (Clark et *al*., 1982 ; Howard et *al*., 1982). Comme les espèces du genre *Solenopsis*, *W. auropunctata* utilise son aiguillon et son puissant venin comme des moyens de défense et d'agression contre les autres fourmis, et accessoirement pour la capture de proies (Schmidt, 1986).

Ressources de nidification

Cette espèce se caractérise par un extrême opportunisme dans le choix des sites de nidification : elle est incapable de construire de véritables fourmilières, mais elle utilise au mieux les abris que lui offre les milieux colonisés, en particulier les cavités naturelles rencontrées. L'espèce est plutôt terricole pour l'établissement de ses colonies et tolère une large gamme de substrats dans la litière : des feuilles mortes agglomérées, le dessous de pierres, du bois en décomposition, des entrelacs racinaires, des cavités préformées (branches creuses, fissures de rocher), sous l'écorce de vieux arbres, etc., (Byrne, 1994 ; Andres, 2001). Mais elle est également capable d'établir des colonies dans les parties aériennes des plantes, en particulier les plantes à stipes (telles que les

Palmae) ou celles qui accumulent de la litière (telles que les *Araliaceae* ou les *Pandanaceae*). En Amérique tropicale, elle est également capable d'utiliser les épiphytes (en particulier les *Bromeliaceae*), ou les excavations présentes sur les arbres, notamment aux ramifications des branches (Schemske, 1980 ; Torres, 1984 ; Tennant, 1994 ; Dejean et Olmsted, 1997 ; Way et Bolton, 1997). Ces zones constituent des refuges, en particulier en saison humide. En saison sèche, elle aurait tendance à enfouir ses colonies dans le sol, notamment au pied des arbres (Fabres et Brown, 1978). Ulloa-Chacon (1990) observe une utilisation préférentielle de différents substrats selon les saisons (saison humide : litière et pierre ; saison sèche : morceaux de bois), que cet auteur interprète comme un refuge saisonnier vers les abris plus favorables pour la survie du couvain. D'une manière générale, les micro-habitats humides seraient privilégiés (Spencer, 1941 ; Clark et *al*., 1982). Les agrégats sont très mobiles et déménagent à la moindre perturbation, ce qui leur permet de tolérer la proximité de l'homme (Ulloa-Chacon, 1990 ; Passera, 1994). Enfin, *W. auropunctata* est capable de s'établir dans des structures artificielles ou des objets manufacturés (toit de chaume, boîtiers électriques, etc.). Cette dernière caractéristique est à prendre en considération pour l'orientation des stratégies de quarantaine, en permettant d'identifier des voies privilégiées de dispersion.

Ce mode de nidification opportuniste conduit à des limites pour l'établissement et la progression des colonies. *W. auropunctata* est une espèce **mésophylle**, son mode de nidification la rend extrêmement sensible aux variations de conditions du milieu. Il existe deux facteurs limitants : la température et l'humidité. Ne construisant pas de nids, les substrats qu'elle utilise sont directement à l'interface sol / atmosphère ; il n'y a aucun tampon lorsqu'il y a des variations brusques des conditions micro-climatiques locales. Pour la survie de ses colonies (du couvain, en particulier), elle préfère les milieux tamponnés, et fuit l'humidité forte, la forte chaleur ou la sécheresse. Ces préférences sont strictes et conduisent à l'existence de barrières de dispersion : il existe des limites nettes de colonisation (comme l'altitude, par exemple). En général, elle est absente des zones exposées à un fort ensoleillement où le couvert au sol est faible ; bref, c'est une espèce qui est peu présente en milieu ouvert, soumis à de brusques variations climatiques.

Ces caractéristiques doivent être mises à profit au cours de la lutte contre cette espèce envahissante (mise en œuvre de mesures de lutte physique, en renforcement de la lutte chimique).

Une organisation sociale au service de l'invasion

L'espèce appartient au groupe fonctionnel des espèces dites « fourmis vagabondes » ou *tramp species* (Passera, 1994 ; McGlynn, 1999 ; Holway et *al*., 2002). Ces espèces possèdent des caractéristiques biologiques qui facilitent leur dissémination par les activités humaines, en particulier une forte polygynie (plusieurs reines fonctionnelles par colonie) associée à une structure sociale dite unicoloniale (disparition de l'agressivité intra-spécifique : absence d'agressivité entre les ouvrières provenant de différents nids). Ces deux caractéristiques rendent floues les limites des nids et les colonies sont constituées de sous-unités interconnectées. On ne peut donc véritablement parler de nids chez *W. auropunctata*, mais plutôt d'agrégats qui constituent localement une colonie « composée », c'est-à-dire une structure en réseau, en perpétuel remaniement, en réponse aux variations micro-locales tant alimentaires qu'au niveau

des sites de nidification. Cette espèce montre donc une capacité à déménager rapidement ses « nids » face à une perturbation (en particulier, les perturbations physiques de l'environnement). À l'échelle de la Nouvelle-Calédonie, les populations se comportent comme une seule et même « super colonie », sans agression intraspécifique, à la différence de ce que l'on observe au Brésil ou en Guyane (Le Breton, 2003 ; Le Breton et *al*., 2004 ; Errard et *al*., 2005). Cette structure unicoloniale permet une augmentation très importante des densités de populations. Ainsi, à Pindaï, en forêt sclérophylle, Andres (2001) a pu estimer la densité de population à 90 000 reines / ha. Ce phénomène est exacerbé en raison du système de reproduction clonale (Fournier et *al*., 2005).

Nuisances occasionnées par la fourmi électrique

Les nuisances occasionnées s'articulent autour de 3 axes : humain, économique et environnemental.

Interférence avec la vie quotidienne

Impact sanitaire

Les ouvrières disposent d'un aiguillon fonctionnel. Une même ouvrière peut piquer plusieurs fois successivement. La piqûre est une source de nuisance majeure pour les vertébrés, y compris l'homme. Il y a injection d'un venin (sensation de brûlure à laquelle fait suite le développement d'une rougeur, puis une sensation de démangeaison intense). Ce venin n'a jamais été analysé, mais on suspecte la présence d'alcaloïdes. Une hypersensibilisation peut être enregistrée : on assiste au développement exacerbée des rougeurs, voire de la démangeaison. Toutefois, il n'existe pas de données de santé publique : on ne connaît pas d'allergies graves ou de chocs anaphylactiques. On considère également que cette fourmi pourrait être un vecteur potentiel de pathogènes lorsqu'elle interfère dans les cuisines, salles de bains, voire les dispensaires et hôpitaux (Delabie et *al*., 1994), du fait de sa capacité à envahir les infrastructures, comme cela est observé au Brésil (Fowler et *al.*, 1993 ; Bueno et Fowler, 1994). L'incidence sanitaire de la contamination par des fourmis est cependant controversée (Passera, communication. personnelle.). Par contre, chez les animaux domestiques, une répétition des piqûres peut conduire à la cécité par kératinisation de la cornée (une opacification qui serait le résultat de l'infection opportuniste de la cornée par une bactérie ; (Walsh, communication. personnelle). Ce type de symptômes sont observés sur des chats et des chiens en en Nouvelle-Calédonie, aux îles Salomon et à Hawaii (Jourdan, 1999 ; Wetterer et *al*., 1999 ; L. Loope, communication .personnelle.). Des observations similaires ont été réalisées pour la faune sauvage au Gabon (Wetterer et *al*., 1999 ; Walsh et *al*., 2004). En l'absence d'enquête zootechnique ou vétérinaire, il est difficile d'évaluer l'importance de la nuisance en ce domaine.

Altération de la qualité de vie

Les piqûres (ou la crainte des piqûres) affectent la qualité de vie à l'intérieur comme à l'extérieur, en particulier quand il y a nidification dans les structures (comme les toits de chaume des cases traditionnelles, par exemple), notamment pour des populations humaines précaires (sans moyen financier pour entreprendre une lutte chimique). *W. auropunctata* pénètre facilement dans les maisons et peut y établir ses nids (Spencer, 1941 ; Klotz et al., 1995). Une étude locale, dans le Sud de l'état

brésilien de Bahia, a montré que 12 % des habitations sont infestées (Delabie et al., 1994). Elle serait particulièrement attirée par des aliments gras, voire le linge sale (Spencer, 1941 ; Fernald, 1947 ; Smith, 1965). En Nouvelle-Calédonie, elle pose des problèmes aux habitats traditionnels mélanésiens où elle est capable d'établir des nids dans les murs ou dans les toitures, en particulier les toits de paille.

Les travaux de débroussaillage et d'élagage en présence de *W. auropunctata* sont beaucoup plus pénibles et conduisent parfois aux changement de certaines pratiques culturales telles que celles observées dans la région de Thio : abandon de parcelles et rapprochement de la maison des plantations traditionnelles (ignames), changement de date pour le prélèvement de perches (tiges d'arbres) destinées à supporter les plants d'ignames (recours à d'autres espèces prélevées en saison sèche, lorsque les pullulations de la fourmi sont moindres), recours au feu pour débrousser sans se faire piquer, avec des dommages très important sur l'environnement (Maïrouch et *al*., 2002). Aux îles Salomon, sur Guadalcanal, les agriculteurs ont modifié leur comportement pour les tâches agricoles, limitant certaines activités au crépuscule, période où l'activité des fourmis est minimale (P. Lester, communication personnelle).

Interférences économiques

En agriculture, toutes les filières basées sur la cueillette sont potentiellement menacées : le maraîchage, l'arboriculture, la caféiculture, mais également les travaux agricoles (élagages, débroussage, etc.). En effet, partout où la fourmi électrique a progressé (Floride, Puerto Rico, Hawaii, entre autres), il y a eu une augmentation du coût de la main-d'œuvre, en raison de la pénibilité nouvelle du travail (agrumes en Floride, récolte de mangoustan, ramboutan et durians à Hawaii, travaux de jardinage en Polynésie française), voire même un abandon des cultures (comme dans le cas de la filière café en Nouvelle-Calédonie ; Smith, 1942 ; Jourdan et *al*., 2002 ; Anonyme, 2005 ; Jourdan, 2005).

Pour le tourisme, les piqûres sont une source dissuasive notamment pour les activités de plein air (tourisme vert, randonnés, etc.). L'homme a tendance à éviter les sites les plus envahis. Le problème peut être exacerbé comme cela a été observé aux îles Loyauté où des bungalows hôteliers de type traditionnel (toits de chaume) peuvent être totalement contaminés et, de ce fait, conduire à une chute continu de fourmis sur les clients (en particulier la nuit), avec une réduction des temps de séjour sur place (H. Jourdan, communication personnelle). Lorsqu'il y a abandon de sites aménagés à des fins touristiques, la désaffection du public et la perte d'usage des infrastructures peuvent se solder par un coût économique important.

La capacité de nidification dans des structures, telles que des boîtiers électriques, est également source de nuisance, en altérant leur fonctionnement. *W. auropunctata* peut perturber des installations électriques, à l'image de ce qui a déjà été observé avec *Solenopsis invicta* aux États-Unis (Vinson et Mc Kay, 1990), *Lasius emarginatus* et *Lasius niger* en France (Jolivet, 1986 ; Passera, communication personnelle) ou *Technomyrmex albipes* en Nouvelle-Zélande (Little, 1984). En Nouvelle-Calédonie, on a signalé l'accumulation de fourmis dans des transformateurs, relais téléphoniques ou boîtiers de connexion (arrosage automatique), ce qui peut provoquer des courts-circuits (Hannecart, communication personnelle). On ignore encore la part du hasard et celle d'une attractivité particulière des dispositifs, mais les fourmis pourraient être attirées par les champs électro-magnétiques (Vinson et Mc Kay, 1990).

En Nouvelle-Calédonie, comme ailleurs, *W. auropunctata* entretient des relations mutualistes avec différents hémiptères phytophages (Tableau 1). Ce mutualisme permet non seulement l'explosion des populations de phytophages, mais elle permet également d'apporter, *via* l'exploitation des miellats produits, une quantité d'énergie compatible avec l'explosion des populations de fourmis (Helms et Vinson, 2002 ; Bronstein et Ness, 2004). Ce mutualisme génère des problèmes phytosanitaires dont la manifestation peut être spectaculaire, puisque les dégâts par les phytophages sur les cultures sont accrus par la protection des fourmis, en particulier en jardin vivrier et en cultures de rentes (Jourdan, 1999 ; Jourdan et *al*., 2002). On observe, particulièrement en savane et en saison sèche, des « explosions » de fumagine qui touchent de vastes étendues. La surface des feuilles des *Melaleuca* (les « niaoulis ») se couvre du feutrage mycélien noir de l'ascomycète *Meliolia sp*., qui se développe sur des miellats abondants, conséquence des pullulations de la cochenille *Cerastoplastes rubens*, elle-même mutualiste de *W. auropunctata*. Ce phénomène classique peut être observé ponctuellement pour d'autres homoptères associés avec d'autres fourmis mutualistes. Mais *W. auropunctata*, qui est toujours présente et dominante dans ces situations, est directement impliquée dans cette perturbation du milieu à grande échelle (Jourdan, 1999).

Des cas de mortalité en petit élevage (poussins, lapereaux, etc.) ont été rapportés en Nouvelle-Calédonie (Cochereau, communication personnelle). Des interférences sont signalées avec l'élevage extensif des bovins en Nouvelle-Calédonie, avec une apparente exclusion de zones contaminées (Cochereau, communication personnelle). Enfin, *W. auropunctata* est également capable d'interférer avec l'apiculture en Nouvelle-Calédonie et à Tahiti : prédation sur le couvain d'abeilles, émigration précoce des essaims, entre autres (Jourdan, 2005).

La propagation de *Wasmannia auropunctata* peut interférer avec des actions de lutte biologique, comme dans le cas du programme de lutte contre le scolyte du café en Nouvelle-Calédonie (Jourdan et *al*., 2002). Cependant, l'action de cette petite myrmicine n'est pas toujours jugée néfaste, puisqu'elle se comporte parfois en auxiliaire biologique, éliminant certains parasites agricoles. Selon Menozzi et Russo (1931), elle fournirait une protection contre certaines cochenilles des plantations de café en République Dominicaine. Au Cameroun, les planteurs de cacao de la région de Kribi utiliseraient *W. auropunctata* comme auxiliaire biologique contre la *Sahlbergella singularis (Miridae)*. Ils la propageraient de plantations en plantations (Bruneau de Miré, 1969). La protection offerte par *W. auropunctata* à certains *Pseudococcus* pourrait avoir une action indirecte positive contre la pourriture brune des cabosses du cacaoyer (*Phytophtora palmivora*), car des bactéries associées à ces cochenilles seraient antagonistes de l'agent pathogène (Muller et *al*., 1970). Aux îles Salomon, MacFarlane (cité dans Waterhouse et Norris, 1989) signale une prédation efficace contre une autre *Miridae* (*Amblypelta cocophaga*) sur cocotier. En Martinique et en Guadeloupe, Jaffé et ses collaborateurs (1991) proposent d'utiliser *W. auropunctata* comme auxiliaire contre des charançons du citronnier, *Diaprepes sp*., en raison de sa prédation sur les œufs et sur le premier stade larvaire. Pollard et Persad (1991) proposent de l'utiliser contre le psylle du faux mimosa *Heteropsylla cubana*. Les relations entretenues par l'espèce avec les psylles sont cependant très variables et la résultante des observations donne une situation passablement ambiguë. Ainsi, en Nouvelle-Calédonie, *W. auropunctata* semble favoriser une espèce inféodée aux gaïacs (*Acacia spirorbis*) dans les zones sclérophylles (Chazeau et *al*., 1997). De même, Grimaldi (cité dans Bruneau de Miré,

1969) fait état de la protection de deux espèces de psylles sur Okoumé et de cacao au Cameroun (Tableau 1). Son efficacité d'auxiliaire biologique est d'ailleurs sujette à caution : De Souza et ses collaborateurs (1998) estiment que *W. auropunctata* ne permet pas le contrôle des phytophages des plantations de cacao au Brésil, en raison de fluctuations saisonnières de ses effectifs. Sa présence forte en Nouvelle-Calédonie n'a pas enrayé la spectaculaire invasion par *Heteropsylla cubana* à la fin des années 1980 (Chazeau et *al*., 1989).

Impacts environnementaux

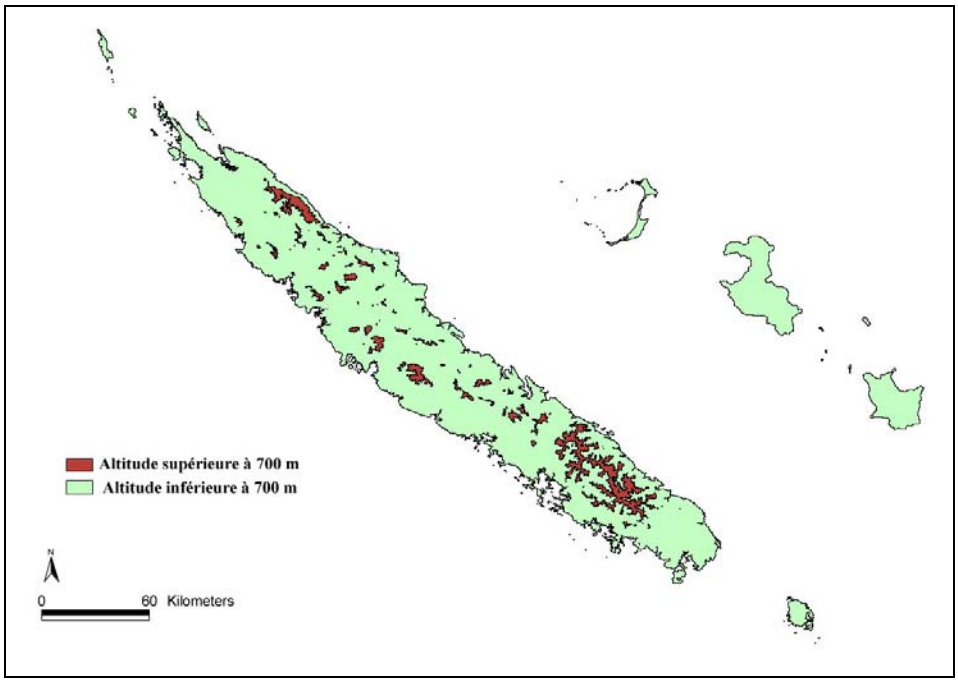
Cette espèce pose de graves problèmes de conservation de la biodiversité et elle est considérée aujourd'hui comme l'une des plus grandes menaces pour la biodiversité néo-calédonienne (Chazeau et *al*., 2002).

Il y a une disparition et une réduction du nombre d'espèces arthropodes dans les zones infestées (richesse et diversité), ce qui se solde par des transformations profondes dans la structure des communautés, telles que celles observées en Nouvelle-Calédonie (Jourdan, 1999 ; Jourdan et *al.*, 2001, 2002 ; Chazeau et *al*., 2002a ; Le Breton et *al*., 2003, 2005) ou aux Galápagos (Clark et *al*., 1982 ; Lubin, 1984).

Cette espèce est dès lors responsable de l'altération des équilibres écologiques : *W. auropunctata* transforme la contribution relative des guildes, ce qui constitue alors un facteur de déséquilibre pour les écosystèmes. On constate la disparition de guildes entières, et la promotion de certaines autres, en particulier la guilde des hémiptères phytophages et la guilde de leurs parasites et parasitoïdes (Jourdan, 1999). Quelles conséquences pour le fonctionnement et le maintien des écosystèmes ? Des conséquences induites sur le processus des écosystèmes ont été illustrées chez une autre *tramp species*, sur l'île de Christmas avec la propagation d'*Anoplolepis gracilipes* (O'Dowd et *al*., 2003). Cette question se pose de façon pressante, en particulier dans la perspective de la conservation des habitats fragiles (tels que les forêts sèches, par exemple). Ces questions, liées à l'altération des processus et du fonctionnement des écosystèmes sous la pression de la propagation des fourmis envahissantes, sont aujourd'hui étudiées en Afrique du Sud et aux États-Unis, pour la fourmi d'Argentine et la fourmi de feu, respectivement (Christian, 2001 ; Carney et *al*., 2003 ; Ness, 2004 ; Ness et Bronstein, 2004).

Aujourd'hui, à partir des données de terrain collectées, il ne semble pas que l'espèce progresse à une altitude supérieure à 700 m (Jourdan et Dumas, 2004). La proportion du territoire non menacé apparaît restreinte (Figure 2).

Figure 2 : Surfaces potentiellement menacées par l'invasion de *W. auropunctata,* altitude < 700 m (Jourdan et Dumas, 2004)



A plus ou moins court terme, elle constitue une menace sur des espèces reconnues comme patrimoniales : exclusion de sites, réduction du succès reproducteur et de la survie des jeunes, ces effets étant suspectés pour les populations de reptiles autochtones en Nouvelle-Calédonie (en particulier, compétition ou disparition pour les ressources) (Jourdan, 1999 ; Jourdan et *al*., 2001). Cela a notamment été observé en Afrique de l'Ouest pour les grands mammifères (Wetterer et *al.*, 1999). Des mesures sont à envisager pour pallier à la possible propagation vers des zones sensibles, du point de vue de la biodiversité.

Les stratégies de lutte disponibles

En l'état actuel des connaissance, il n'existe aucune solution de contrôle biologique pour lutter contre la petite fourmi de feu (aucun auxiliaire biologique efficace identifié), seule une lutte chimique ciblée peut contribuer à la maîtrise du problème (Jourdan et *al*., 2002 ; Chazeau et *al*., 2002; Wetterer et Porter, 2003).

Deux types de stratégies sont disponibles : 1) les insecticides de contact classiques, plus ou moins rémanents (rémanence recherchée dans le cadre de traitements de type « barrière » autour d'infrastructures), 2) et les appâts toxiques à effet différé. Pour obtenir un contrôle durable des populations, cela suppose la destruction des colonies. La lutte par insecticide de contact ne permet pas d'obtenir un tel contrôle. En effet, ce type de produit agit sur les ouvrières et non pas sur le potentiel reproducteur des colonies (reines et couvains restent à l'abri dans les nids). Par contre, cela permet de répondre à des situations d'urgence pour des infestations qui altèrent la qualité de vie ou les activités agricoles.

On distinguera donc **une réponse d'urgence** qui vise à soulager des populations fortement impactées, en particulier en zones résidentielles (pourtour des maisons,

jardins, etc.) ou agricoles. Dans ce cas, des applications par arrosage du sol peuvent convenir ou par fumigation. Mais, il s'agit d'une solution temporaire : l'action dépressive des populations sera rapide mais limitée dans le temps. Les zones traitées seront à terme ré-envahies à partir de zones adjacentes non traitées ou simplement à partir de l'émergence de nouvelles ouvrières (sans compter que la faculté à déplacer des nids, conduit à compenser la dépression de populations ouvrières par un regroupement des survivants). En arboriculture, ce type d'intervention peut être couplé à une action mécanique, visant à bloquer l'accès des *Wasmannia* au feuillage. Ces mesures reposent sur la mise en place d'un bourrelet de chiffons imbibés périodiquement d'huile de coco, additionnée d'un insecticide. Cela n'a pas d'impact sur l'évolution des populations des parcelles infestées mais cela peut permettre de maintenir une activité de cueillette (Chazeau et *al*., 2000, 2002b).

Pour les mesures de **contrôle à long terme**, une lutte par appât à effet retard est à privilégier. Les molécules utilisées sont des inhibiteurs de croissance (analogues de l'hormone juvénile (JH), ou inhibiteurs de la synthèse de la chitine) ou des molécules à activation métabolique (après ingestion) et dont le délai d'activation permet le retour au nid et la dispersion par échanges alimentaires, en particulier vers les reines et le couvain. Dans ce cas, il est nécessaire d'obtenir la collaboration active des ouvrières pour ramener les toxiques au nid, et entraîner, par des échanges alimentaires, l'empoisonnement des sexués et des larves. Cette caractéristique explique qu'il ne faut jamais utiliser simultanément insecticides de contact et appâts empoisonnés.

Cependant, l'arsenal des produits efficaces est réduit. En effet, aucun appât **n'a jamais été formulé commercialement** pour une action spécifique contre *W. auropunctata* (Jourdan et Chazeau, 2004). Il est donc nécessaire de se tourner vers des produits commerciaux formulés contre d'autres espèces de fourmis nuisibles. Le succès de la lutte contre la fourmi réside dans l'attractant (l'appât). Concrètement, le succès est conditionné par la nature de l'appât, plutôt que par la nature de la molécule active. L'appât doit être le plus appétant possible pour l'espèce cible. Le choix d'un appât adapté permet d'avoir une action plus ciblée, ce qui permet non seulement d'utiliser des concentrations plus faibles de matières actives, mais aussi d'avoir des doses d'application faibles ; on parle d'appâts à faible toxicité, *low dose toxicants* (Klotz et *al*., 1997).

Différents essais ont permis de montrer une prédilection de la fourmi électrique pour les matières grasses, plutôt que des appâts sucrés ou protéiques (Williams et Whelan, 1992 ; Chazeau et *al*., 2000, 2002b).

Ainsi, les produits utilisés contre la fourmi de feu sont très appétants pour la petite fourmi de feu, en particulier les produits développés à base de brisure de maïs (support inerte) enduit d'une huile végétale (attractant) à laquelle on a ajouté la matière active. Les produits disponibles sont des formulations du type *ultra low toxicants* (les produits commercialisés sont formulés à des doses faibles de produits actifs et ont une faible durée de vie dans l'environnement). Les produits formulés sous forme de granulés sont à privilégier car ils permettent d'envisager des applications à la volée (*broadcast application*, y compris avec des distributeurs à main), compatibles avec la structure unicoloniale et diffuse des colonies de *W. auropunctata.* L'intérêt de la formulation en granules permet, le cas échéant, d'envisager des méthodes de dispersion aérienne (hélicoptères, Ulm), comme cela a été réalisé à Hawaii contre la fourmi

d'Argentine dans l'*Haleakala National Park* (Krushelnycky et Reimer, 1998) avec de l'hydramethylnon (formulé avec un appât protéique), ou à l'île Christmas, à l'occasion du traitement héliporté de 500 ha contre *Anoplolepis gracilipes,* à l'aide d'un appât protéique (associé à du fipronil) (O'Dowd et *al*., 2003). Ce type d'opérations permet d'avoir une régression des populations. Par contre, il existe un problème de coût économique non négligeable (coût de l'hélicoptère), et pour lequel le Gouvernement australien ne souhaite pas aller plus loin (P. Green, communication personnelle). Par contre, les effets co-latéraux sont plus importants dans le cas d'une application aérienne (possibilité de rester dans la canopée). Il existe un certain nombre de produits formulés contre les fourmis qui apparaissent sous forme de gel (notamment à base de fipronil). L'appétence pour ce type de présentation est inconnue pour *W. auropunctata* (que ce soit au laboratoire, ou *in situ*). De plus, ce type de présentations commerciales complique l'application sur le terrain puisqu'il faut envisager de couvrir la zone à traiter avec une maille fine, dont chaque intersection correspond à une station de piégeage où l'on doit déposer une quantité standard de produit. Ce type de stratégie a été cependant choisi pour l'éradication d'un foyer d'invasion de fourmis d'Argentine sur l'île de Tiritiri Matangi, au large d'Auckland (P. Green, communication personnelle).

Liste des produits utilisés

Nous distinguons trois types de produits :

1) des inhibiteurs de croissance (analogues d'hormone de croissance, bloquant des récepteurs hormonaux et inhibant ainsi la mue) ;

2) des molécules à effet retardé (activité métabolique après leur ingestion et agissant sur le système nerveux) ;

3) et d'autres molécules.

Parmi les molécules à effet retardé

Une lutte est envisageable à moindre coût avec de l'acide borique qui doit être mélangé avec un appât (Klotz et al., 1997). Le problème est de réaliser un dosage adéquat (pas trop pour ne pas avoir une mortalité immédiate des ouvrières, ni trop faible, avec absence de mortalité). Depuis les travaux de Williams et Whelan (1992), le produit qui est largement recommandé contre *W. auropunctata* est l'Amdro®. Il s'agit d'un appât toxique à base d'hydramethylnon, qui a été formulé pour lutter contre d'autres fourmis nuisibles : *Solenopsis invicta*, *Solenopsis geminata*, *Monomorium destructor*, *Pheidole megacephala*. La dose recommandée pour un traitement contre l'une des fourmis cibles est d'environ 2,5 kg à l'hectare (soit 25 g pour 100 m2). Des expériences conduites in situ en Nouvelle-Calédonie contre *W. auropunctata* montrent qu'à cette dose, et ce jusqu'à 30 % en plus, les résultats sont très décevants. D'après l'expérience aux Galápagos (Causton et *al.*, 2005), une dose double (5 kg à l'hectare) est adaptée et permet de répondre à l'hétérogénéité des terrains. Ce dosage permet sans doute de compenser une inadaptation relative du produit à *Wasmannia auropunctata*, liée à la granulométrie (Chazeau et *al.*, 2000, 2002b). Cependant, la lutte reste difficile puisqu'on ne connaît dans la littérature que deux exemples d'éradication de populations (sur des surfaces de 6 ha et 21 ha, sur l'île de Santa Fe et sur celle de Marchena aux Galápagos, respectivement ; Abedrabbo, 1994 ; Causton et *al.*, 2005). à Hawaii, P. Conant (communication personnelle) a également éradiqué des contaminations qui concernaient jusqu'à 2 ha. En Nouvelle-Calédonie, nous avons stabilisé un front en forêt sèche, et avons obtenu des résultats plutôt mitigés en caférie et en zone fortement envahie (Chazeau et *al.*, 2000, 2002b).

Parmi les molécules à activation métabolique (précurseurs d'insecticides)

Le produit récemment lancé par Dupont (Advion®) semble avoir une action rapide et une formulation attractive pour W. auropunctata (granules constitués par de la brisure de maïs, associée à une huile végétale). La matière active est de l'Indoxacarb à 0,045 % (classe des oxiadiazines). Cependant, le contrôle à long terme n'est pas meilleur qu'avec de l'Amdro® (Ledoux, 2005).

- **Parmi les inhibiteurs de croissance**

Des produits à base de pyriproxyfène et de S-methoprène (inhibiteurs de croissance) sont disponibles pour lutter contre S. invicta en Australie et aux USA, avec un attractant identique à celui de l'Amdro® (brisures de maïs et huile de soja). Ces produits sont utilisés en alternance avec l'Amdro®, voire en remplacement complet dans le cadre du programme d'éradication de la fourmi de feu à Brisbane (E.J Harris et K. Plowman, communication personnelle). L'Amdro®, produit phare de la lutte contre la fourmi de feu, a montré quelques limites contre la fourmi électrique (Chazeau et *al.*, 2000, 2002a). Son utilisation et son succès contre la fourmi de feu ne sont pas systématiques ; il existe quelques limites à son succès (Blu Buhs, 2004). Aussi, nous avons testé avec succès au laboratoire contre W. auropunctata, les formulations commerciales suivantes : Distance ant bait® et Engage ant bait®, à base de pyriproxyfène et S-méthoprène, respectivement (Jourdan et Chazeau, 2004). Cependant, des essais in situ restent à réaliser afin de valider la complémentarité Amdro®/inhibiteurs de croissance déjà valorisée contre S. invicta. Le méthoprène avait déjà été testé par Ulloa-Chacon et Cherix (1994) mais avec un autre type d'appât. Le pyriproxyfène a une action plus rapide, notamment une mortalité accrue sur le dernier stade larvaire et les nymphes (Jourdan et Chazeau, 2004). Mais, pour cette dernière molécule active, il existe des restrictions d'usage à proximité des cours d'eau.

Enfin, parmi l'arsenal disponible contre la fourmi de feu, il existe également des produits dont l'action pourrait être efficace, mais qui n'ont jamais été évalués chez *W. auropunctata*. En particulier, des produits à base de fipronil (Collins et Callcott, 1998), dont il existe une formulation sous forme de granulés développée par Bayer (un support inerte avec une huile végétale dans laquelle est diluée la matière active toxique dont le nom commercial aux USA est Top choice®, 0,00015% fipronil). Rappelons également que des appâts à base de fipronil sont utilisés avec succès contre *A. gracilipes* sur l'île de Christmas, depuis 2002 (O'Dowd et *al*., 2003). Enfin, au cours des dernières années, on a vu apparaître des traitements mixtes. Ainsi, au Texas, un mode de traitement validé contre la fourmi de feu consiste à appliquer simultanément de l'Amdro® et un appât à base de S-méthoprène, alors qu'en Australie, un produit contenant de l'hydramethylnon et du pyriproxyfène a été développé commercialement (Hymenopthor®). Ce type de produits offre la possibilité d'une action simultanée contre les ouvrières et contre les reines et le couvain. Des tests d'efficacité de ces produits seraient particulièrement intéressants chez *W. auropuncta* car ils ont un potentiel d'action plus rapide et durable, mais une action concurrente pourrait également exister et réduire leur efficacité.

Les mesures de contrôle des populations de l'envahisseur

D'une façon générale, il existe trois possibilités de gestion d'une telle invasion : 1) l'éradication, 2) le contrôle avec confinement à certaines zones, 3) ou une palliation de l'invasion lorsque celle-ci est généralisée. Le choix entre ces stratégies est conditionné par l'extension observée *in situ* du phénomène. Chacune des modalités peut se décliner à différentes échelles (possibilité d'agir selon l'une de ses modalités en fonction du type de foyer rencontré). Aussi, le préambule à toute action opérationnelle repose sur la cartographie du phénomène. Les surfaces envahies permettront d'évaluer le stade d'avancement de l'invasion : si on se trouve dans le contexte d'une détection précoce, une éradication sera envisageable ; dans le cas d'une situation plus avancée, des tentatives de confinement des populations pourront être envisagées (ce qui n'exclut pas des éradications de foyers périphériques). Au contraire, si on se trouve dans une situation déjà hors de contrôle, on sera amené à tenter de pallier à l'invasion avec des actions pragmatiques localisées pour défendre des intérêts ponctuels.

En ce qui concerne la méthodologie de détection, celle-ci doit reposer sur une double détection à vue et une campagne d'appâtage dans les zones de front. En effet, il vaut mieux privilégier dans un premier temps une détection lâche à vue pour définir de façon la plus large les périmètres contaminés : il n'est pas nécessaire de déposer des pièges là où l'infestation est évidente. Il s'agit ensuite de détecter finement les limites de disparition (lorsqu'on perçoit une réduction à vue) et de poser des appâts selon une grille de détection (le pas du maillage est à définir selon la topographie des sites à inspecter), idéalement géo-référencée par GPS. Dans le cas de zones à risques (zones de décharges, pépinières, ports, aéroports, etc.), il faut organiser une surveillance continue par appâts.

L'appât idéal est constitué par du beurre de cacahuète déposé selon la grille prédéfinie. Compte tenu de notre expérience en Nouvelle-Calédonie, un temps de pose de 2h est pertinent, si on utilise les appâts dans des petits piluliers. Une telle pose permet non seulement de conserver les échantillons de fourmis sans compromettre une identification ultérieure en cas de doute, mais réduit également le risque de consommation par des rats, chats et autres indésirables. Un temps de pose plus court peut être envisagé lorsqu'on dépose les appâts à l'air libre (1h). Mais des temps de pose trop courts peuvent conduire à une sous-estimation de l'invasion sur les fronts, ou dans le cas d'infestations émergentes (les populations y sont à plus basse densité, et sont donc plus difficile à détecter). Les ouvrières sont actives 24h / 24h avec un pic d'activité qui s'étale de la matinée au milieu de l'après-midi. Cependant, elles ne fourragent pas en conditions exposées en plein soleil (zones découvertes, exposées). Aussi, il est préférable de mener les campagnes de détection dans la matinée.

Pour la phase opérationnelle de lutte, il faut être prudent sur la définition des périmètres à traiter, et s'assurer que la zone considérée permet d'avoir une action significative. En effet, nos expériences *in situ* en Nouvelle-Calédonie montrent que pour une zone traitée, au cœur d'une zone plus large envahie, on obtient guère mieux qu'un répit transitoire (Chazeau et *al.,* 2000, 2002b). Aussi, pour des foyers bien circonscrits, on pourra envisager une éradication par traitement complet de la zone. En terme d'action, il faut être pragmatique : traiter tous les petits foyers isolés (éradications ponctuelles), mener des actions de contrôle au niveau des fronts (stabilisations de fronts) pour les zones importantes, et envisager ainsi sur plusieurs années la disparition

de ces infestations (confinement sur des surfaces en régression, d'année en année). Cette stratégie de lutte (élimination des foyers satellites périphériques et confinement des infestations majeures) est une mesure classique qui a été largement validée, tant du point de vue théorique qu'empirique, pour le contrôle des envahissantes végétales (Moody et Mack, 1998). La stabilisation de fronts doit être accompagnée de mesures drastiques pour éviter le transfert par l'homme de fourmis vers des zones déjà traitées ou indemnes. Par sécurité, il est recommandé de traiter une zone tampon aux marges de la zone infestée (une bande complémentaire d'au moins 20 m de large). Outre le coût économique de l'achat des produits, il existe donc un coût logistique important : l'application des appâts nécessite une main-d'œuvre importante, disponible au bon moment.

À l'échelle d'une parcelle traitée, il faut systématiser le traitement. Compte tenu de la structure unicoloniale (une colonie diffuse à l'échelle de la parcelle traitée), avec des agrégats répartis aléatoirement, il est nécessaire d'appliquer l'appât le plus largement et de façon la plus aléatoire possible. On peut préconiser un traitement avec des épandeurs à main lorsque le terrain est favorable, comme dans les zones résidentielles (milieux plus ouverts), ou alors tout simplement à la volée à la main lorsque le milieu est fermé.

Selon la nature du terrain, on peut envisager deux options : soit un quadrillage de la zone avec une grille couvrant le site, et une station d'appât à chaque intersection de la maille (à l'image de l'éradication réalisée contre la fourmi d'Argentine sur 11 ha à Tiriti Matangi, au large d'Auckland ; P. Green, communication personnelle, ou de celle tentée en Nouvelle-Calédonie ; Chazeau et *al.,* 2002b), soit des transects parallèles, distants d'environ 10 m et parcourant la longueur du site à traiter. Il faut alors deux opérateurs par transect, l'un traitant le coté gauche et l'autre le coté droit du transect, offrant ainsi une garantie meilleure de dispersion homogène de la matière active (Causton et *al*., 2005). Selon la densité de la végétation, il est à prévoir ou non du débroussement pour ouvrir les transects.

Dans les milieux naturels situés à proximité de cours d'eau, l'éradication n'est souvent pas envisageable ; il faut alors orienter la campagne de confinement en priorité de l'amont vers l'aval, afin d'éviter à l'occasion de crues d'avoir la dissémination de propagules vers les zones basses que l'on aurait déjà traitées.

Une lutte par appâts suppose également des contraintes précises : les inhibiteurs de croissance et les toxiques retard ont une rémanence faible dans l'environnement car ils sont photosensibles et se dégradent au contact de l'eau. En particulier, il faut éviter une application lors des périodes de pluie ou juste après un épisode pluvieux, et éviter une exposition prolongée au soleil (dégradation par les UV). Par conséquent, pour optimiser les chances de succès des traitements, il est préférable d'intervenir en saison sèche quand les populations sont au plus bas (le pouvoir reproducteur des colonies est le plus affaibli et les populations ne sont pas en expansion), ce qui correspond également à la période la plus favorable pour l'application de matières actives à forte labilité environnementale.

En milieu naturel, on pourrait également envisager la possibilité d'une lutte physique pour ralentir la progression de l'espèce, et réaliser un confinement de populations envahissantes en attendant d'avoir les moyens de lutter à plus grande

échelle (en complément du traitement d'un front, par exemple). Cependant, ces mesures physiques (mise en place de corridors débroussaillés aux marges d'une invasion) n'ont jamais été mises en œuvre à grande échelle, même s'il existe des illustrations de l'intérêt de ces mesures au niveau des abords des maisons traditionnelles kanak ou au niveau des pistes. Ces « pare-fourmis » devraient avoir une largeur suffisante pour être inhospitalières du point de vue de la fourmi (des bandes ouvertes d'au moins 10 m de largeur). En effet, en raison de ses préférences de nidification, la fourmi électrique ne peut s'établir dans les zones découvertes ou n'offrant pas de couvert végétal (il faut une disponibilité en site de nidification). De tels corridors devraient bénéficier d'un balisage pour informer les populations humaines du risque lié à la présence de la fourmi dans les zones ainsi confinées.

Dans toutes ces opérations de lutte, le suivi post-traitement est fondamental pour évaluer le succès, et éventuellement pour recadrer l'action. À l'image de la détection initiale, le suivi repose sur une détection par piège attractif (beurre de cacahuète) sur les périmètres traités. L'éradication suppose une validation sur la base d'un seuil : si pendant un temps donné le suivi n'a pas permis de détecter de nouveaux individus, on considère qu'il y a éradication. Selon les standards actuels pour la fourmi de feu, on considère une période de deux années sans nouvelles captures sur les sites traités (Vanderwoude, communication personnelle ; S. O'Connor, communication personnelle).

Risques collatéraux et résistance

L'Amdro® est considéré comme un produit à faibles risques collatéraux (Apperson et al., 1984) en raison des propriétés suivantes : 1) une très faible toxicité vis-à-vis des vertébrés, 2) il ne peut être absorbé par la cuticule des insectes (en particulier, les insectes non cibles), 3) et il ne s'accumule pas dans l'environnement (du fait de sa photosensibilité et de sa destruction par l'eau). Aussi, les insectes les plus susceptibles de s'empoisonner sont des détritiphages ou des prédateurs, voire des fourmis qui pourraient être sur un front. Ces risques apparaissent mineurs si on les compare à ceux encourus si on ne traite pas. D'autre part, il est admis que ces effets collatéraux ne pourraient être que transitoires puisqu'il y aura recolonisation par l'entomofaune périphérique des zones traitées. Un essai conduit sur un front en forêt sclérophylle en Nouvelle-Calédonie avec de l'Amdro® a déjà permis de montrer une dépression temporaire de l'envahisseur et la réinstallation rapide des espèces résidentes de fourmis (Chazeau et al., 2000, 2002b). Ces commentaires sont également valables pour les autres ultra low toxicants susceptibles d'être utilisés. Les formulations de type granulés éliminent également les risques vis-à-vis des pollinisateurs puisque les granulés sont au sol. Quoi qu'il en soit, ces aspects sont actuellement travaillés à l'occasion d'un projet pilote d'éradication en forêt sclérophylle, à la Pointe Maa. Cette opération concerne un peu plus de 7 ha, avec un traitement à base de pyriproxyfène suivi un mois plus tard par un traitement à l'Amdro®. Outre le suivi de l'éradication, ce projet s'attache à suivre les fluctuations des populations de fourmis résidentes pour évaluer les risques collatéraux à l'usage de ce type d'appâts.

En ce qui concerne les risques d'apparition de résistance, les dosages et les temps de résidence dans les écosystèmes réduisent ces risques. Pour les réduire encore davantage, l'emploi d'appâts avec différentes molécules peut être préconisé (action conjointe d'inhibiteur de croissance et de poison à activation métabolique).

Prévention de la propagation de cette espèce vers des zones indemnes

Contrairement à de nombreuses espèces envahissantes, les capacités de dispersion intrinsèques de *W. auropunctata* sont faibles : il n'existe pas de vol nuptial, les reines sont incapables de fonder seules, et pour démarrer une colonie il leur faut être accompagnées d'ouvrières (Ulloa-Chacon, 1990). De ce fait, les colonies se propagent principalement à court terme, par bouturage à partir de nids déjà existants. Si bien qu'à partir d'un foyer de contamination, la propagation est lente (au plus quelques centaines de m / an), selon des fronts discrets que l'on peut détecter (Meier, 1994 ; Chazeau et *al.,* 2002a). La dispersion à longue distance (plusieurs dizaines de kilomètres) est assistée par les activités humaines. De ce fait, la première priorité est de ne pas la disperser vers de nouveaux sites. Si aujourd'hui une large surface de la Nouvelle-Calédonie est concernée par l'invasion, il subsiste des zones indemnes. Celles-ci concernent des zones naturelles, notamment des aires protégées. Ces zones méritent qu'on les préserve de la propagation de l'envahisseur. La clé réside dans une application stricte d'un principe de précaution vis-à-vis des sources et des voies possibles de dispersion (en particulier, lorsqu'on ouvre de nouvelles voies d'accès, ou que l'on construit des infrastructures pour les randonneurs et les touristes dans des zones naturelles).

Nous rappelons donc ici les voies possibles de propagation :

- **les produits de pépinières, les plantes ornementales, les plants vivriers** (plantes en pot, plants de bananiers, cocotiers, etc.) ;
- **les fruits ou tubercules déplacés en quantité (**en particulier, en paniers traditionnels tressés) ;
- **les bois d'œuvre ou pour le feu (**pour exemples, l'interception en Nouvelle-Calédonie sur des grumes de *Vitex* en provenance des îles Salomon, ou la contamination du parc de la rivière bleue en Nouvelle-Calédonie**) ;**
- **les déchets verts ;**
- **les matériaux de construction** (pour exemple, la contamination des îles Banks ; Jourdan et *al.,* 2002) ;
- **les équipements divers** (engins de chantier, etc.) ;
- **les sols issus de terrassements en zone contaminée ;**
- et pratiquement **tout objet laissé à l'extérieur en zone contaminée, puis transporté ailleurs** (container, fût, ruche, etc.).

Certains secteurs d'activités apparaissent particulièrement sensibles et devraient faire l'objet de contrôles ou d'une sensibilisation renforcés **:** l'horticulture, les jardineries, l'agriculture (au moins les pépiniéristes, les producteurs fruitiers, les grossistes en fruits), les producteurs de matériaux de construction (parpaing, briques, etc.), les entreprises de travaux publics, les entreprises de jardinage (gestion des déchets verts), l'industrie des déchets, l'industrie de l'abattage de bois et du transport de grumes.

Bibliographie

ABEDRABBO S., 1994 – « Control of the little fire ant *Wasmannia auropunctata* on Santa Fe Island in the Galapagos Islands ». *In* Williams D.F. (ed.): *Exotic ants: Biology, impact, and control of introduced species*. Boulder CO, Westview Press: 219-227.

ANDRES F.X., 2001 - *Étude des facteurs proximaux du succès d'un envahisseur biologique : le cas de Wasmannia auropunctata en Nouvelle-Calédonie*. Mémoire de DEA ADEn, Université Orléans, 48 p.

ANONYME, 2005 - Stinging ants spread on big island. The invasive species now found at 40 sites drives off farm hands. *Honolulu Star Bulletin*, 15 february 2005. En ligne [http://starbulletin.com/2005/02/15/news/story10.html]

APPERSON C.S., LEIDY R.B., POWELL E.E., 1984 - Effects of Amdro on the red imported fire ant (Hymenoptera: Formicidae) and some nontarget ant species and persistence of Amdro on a pasture habitat in North Carolina. *Journal of economic entomology,* 77 : 1012-1018.

BLU BUHS J., 2004 - *The Fire Ant Wars: Nature, Science, and Public Policy in Twentieth-Century America.* Chicago, Illinois University of Chicago Press: 216 p.

BRUNEAU DE MIRÉ P., 1969 - Une fourmi utilisée au Cameroun dans la lutte contre les Mirides du cacaoyer, *Wasmannia auropunctata* (Roger). *Café, Cacao, Thé 13* : 209-212.

BUENO O.C., FOWLER H.G., 1994 – « Exotic ants and native ant fauna of Brazilian Hospitals ». *In :* Williams D.F (Ed.): *Exotic Ants: Biology Impact, and Control of Introduced Species.* Boulder,Westview Press: 191-198.

BYRNE M.M., 1994 - Ecology of twig-dwelling ants in a wet lowland tropical forest. *Biotropica*, 26(1) : 61-72.

CARNEY S.E., BYERLEY M.B., HOLWAY D.A., 2003 - Invasive Argentine ants (*Linepithema humile*) do not replace native ants as seed dispersers of *Dendromecon rigida* (Papaveraceae) in California, USA. *Oecologia*, 113(4): 576-582.

CAUSTON C.E., SEVILLA C.R., PORTER S.D., 2005 - Eradication of the little fire ant, *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera, Formicidae) from Marchena island Galapagos: on edge of success? *The Florida Entomologist,* 88(2): 159-168.

CHAZEAU J., BONNET DE LARBOGNE L., POTIAROA T., 1997 – « Altération de la diversité faunistique dans un milieu dégradé par le feu : le cas de la forêt sclérophylle : diversité faunistique et structure des peuplements d'une forêt sclérophylle et d'une formation dérivée, le fourré à *Acacia spirorbis. ;* feux de brousse et invasion des milieux du domaine sclérophylle par la fourmi pionnière *Wasmannia auropunctata ». In : Impact des feux de brousse sur le milieu naturel en Nouvelle-Calédonie, Rapport CORDET. Nouméa, Orstom :* 1-24.

CHAZEAU J., BOUYE E., BONNET DE LARBOGNE L., 1989 - *Lutte biologique contre le psylle Heteropsylla cubana, ravageur du faux-mimosa Leucaena leucocephala en Nouvelle Calédonie*. Nouméa, ORSTOM, 82 p.

CHAZEAU J., JOURDAN H., LE BRETON J., ANDRÉS F.X. (collab.), BONNET DE LARBOGNE L. (collab.), DEJEAN A. (collab.), DELSINNE T. (collab.), FOUCAUD J. (collab.), KONGHOULEUX D. (collab.), MAÏROUCH N., PINNA S. (collab.), POTIAROA T. (collab.), SADLIER R. (collab.), 2002a - *Etude de l'invasion de la Nouvelle-Calédonie par la fourmi pionnière Wasmannia auropunctata (Roger) : modalités, impact sur la diversité, moyens d'une maîtrise de la nuisance. programme INWASCAL : rapport final*. IRD Nouméa, *13* : 193 p.

CHAZEAU J., PINNA S., BONNET DE LARBOGNE L., JOURDAN H., KONGHOULEUX J., LE BRETON J., POTIAROA T., 2002b - *Essais de contrôle des populations de la « fourmi électrique » Wasmannia auropunctata au moyen d'appâts toxiques. rapport final.* Nouméa, IRD, No 12, 59 p.

CHAZEAU J., POTIAROA T., BONNET LARBOGNE L., KONGHOULEUX J., JOURDAN, H., 2000 - *Étude de la « fourmi électrique » Wasmannia auropunctat (Roger) en Nouvelle-Calédonie : expressions de l'invasion, moyens d'une maîtrise de la nuisance en milieu agricole, praticabilité d'une préservation des milieux naturels.* IRD Nouméa, 10 : 63 p.

CHOO D.K., 2004 - Unwanted: dead or alive – How invasive species could kill our economy. *Hawaii Business*, 49(10): 20-28.

CHRISTIAN C.E., 2001 - Consequences of a biological invasion reveal the importance of mutualism for plant communities. *Nature*, 413(6856): 635-639.

CLARK D.B., GUAYASAMÍN C., PAZMIÑO O., DONOSO C., PÁEZ DE VILLACÍS Y., 1982 -. The tramp ant Wasmannia auropunctata: autecology and effects on ant diversity and distribution on Santa Cruz Island, Galapagos. *Biotropica*, 14: 196-207.

COLLINS H. L., CALLCOTT A.M.A., 1998 - Fipronil: An ultra-low-dose bait toxicant for control of red imported fire ants (Hymenoptera: Formicidae). *Florida Entomologist*, 81(3): 407-415.

CONANT P., MEDEIROS A.C., LOOPE L.L., 1997 – « A multi-agency containment program for miconia (*Miconia calvescens*), an invasive tree in Hawaiian rain forests ». *In* Luken J., Thieret J. (eds.): *Assessment and Management of Invasive Plants*. Springer-Verlag : 249-254.

COWIE R.H., ROBINSON D.G. 2003 - « Pathways of introduction of nonindigenous land and freshwater snails and slugs ». *In* Ruiz G., Carlton J. (eds): *Invasive species: vectors and management strategies*. Washington, DC, Island Press : 93-122

CROSSLAND M.R., 2000 - Direct and indirect effects of the introduced toad *Bufo marinus* (Anura: Bufonidae) on populations of native anuran larvae in Australia. *Ecography*, 23(3): 283-290.

DE SOUZA A.L.B., DELABIE J.H.C., FOWLER H.G. 1998 - *Wasmannia spp.* (Hym. Formicidae) and insect damages to cocoa in Brazilian farms. J. Appl. Entomol. 122(6): 339-341

DEJEAN A., OLMSTED I., 1997 - Ecological studies on *Aechmea bracteata* (Swartz) (*Bromeliaceae*). *Journal of natural history*, 31(9): 1313-1334.

DELABIE J.H.C., DA ENCARNAÇAO M.A.V., CAZORLA I.M., 1994 – « Relations between *Wasmannia auropunctata* and its associated mealybug, *Planococcus citri* in Brazilian cocoa farms ». *In* Williams D.F. (ed.): *Exotic ants: Biology, impact, and control of introduced species*. Boulder CO, Westview Press : 91- 103.

DELSINNE T., JOURDAN H., CHAZEAU J., 2001 – « Premières données sur la monopolisation de ressources par l'envahisseur *Wasmannia auropunctata* (Roger) au sein d'une myrmecofaune de forêt sèche néo-calédonienne ». *In Actes Colloque Insectes Sociaux*, 14 : 1-5

ERRARD C., DELABIE J., JOURDAN H., HEFETZ A., 2005 - Intercontinental chemical variation in the invasive ant Wasmannia auropunctata (Roger) (Hymenoptera Formicidae): a key to the invasive success of a tramp species. *Naturwissenschaften*, 92(7): 319-323.

FABRES G, BROWN W.L. Jr., 1978 - The recent introduction of the pest ant *Wasmannia auropunctata* into New Caledonia. *Journal of the Australian Entomological Society*, 17: 139-142.

FERNALD H. T., 1947 - The little fire ant as a house pest. *Journal of Economic Entomology*, 40(1): 428

FOURNIER D., ESTOUP A., ORIVEL J., FOUCAUD J., JOURDAN H., LE BRETON J., KELLER L., 2005 - Clonal reproduction by males and females in the little fire ant. *Nature,* 435(7046): 1230-1234.

FOWLER H.G., BUENO O.C., SADATSUNE T., MONTELLI A.C., 1993 - Ants as potential vectors of pathogens in hospitals in the state of Sao Paulo, Brazil. *Insect Science and Its Application*, 14: 367-370.

FRITTS T.H., RODDA G.H., 1998 - The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 113-140.

GILLESPIE R., 2004 - Community assembly through adaptive radiation in Hawaiian spiders. *Science*, 303: 356-359.

GRUNER D.S., 2005 - Biotic resistance to an invasive spider conferred by generalist insectivorous birds on Hawai'i Island. *Biological Invasions*, 7(3): 541-546.

HDOA, 2005 - Hawaii flowers and nursery products. En ligne : [http://www.nass.usda.gov/hi/flower/flower.htm]

HELMS K.R., VINSON S.B., 2002 - Widespread associations of the invasive ant *Solenopsis invicta* with an invasive mealybug. *Ecology*, 83: 2425-2438.

HEU R.A., TSUDA D.M., NAGAMINE W.T., SMITH T.H., 2005 - *Erythrina* gall wasp, *Quadrastichus erythrinae* Kim (Hymenoptera: Eulophidae). *New Pest Advisory, No. 05-03* Updated February 2006, 2 p.

HÖLLDOBLER B., WILSON E.O., 1994 - *Journey to the ants: A Story of Scientific Exploration.* Cambridge, Harvard University Press, 240 p.

HOLWAY D.A., LACH L., SUAREZ A.V., TSUTSUI N.D., CASE T.J., 2002 - The ecological causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 181-233.

HORVITZ C.C., SCHEMSKE D.W., 1990 - Spatiotemporal variation in insect mutualists of a neotropical herb. *Ecology*, 71: 1085-1097.

HORVITZ CC, SCHEMSKE D.W., 1984 - Effects of ants and an ant-tended herbivore on seed production of a neotropical herb. *Ecology*, 65: 1369-1378.

HOWARD D.F., BLUM M.S., JONES T.H., TOMALSKI M.D., 1982 - Behavioral responses to an alkylpyrazine from the mandibular gland of the ant *Wasmannia auropunctata*. *Insectes Sociaux*, 29: 369-374.

IUCN ISSG, 2005 - 100 of the World's Worst Alien Invasive Species, http://www.issg.org

JAFFE K., MAULEON H., KERMARREC A., 1991 - Qualitative evaluation of ants as biological control agents with special reference to predators on *Diaprepes* spp. (Coleoptera Curculionidae) on citrus groves in Martinique and Guadeloupe. *In :* Pavis C., Kermarrec A. (eds) : *Rencontres Caraïbes en lutte biologique.* Paris, INRA : 405-416

JOLIVET P., 1986 - Les fourmis et la télévision. L'Entomologiste 42 : 321-323.

JOURDAN H., 1997 - Threats on Pacific islands: the spread of the Tramp Ant *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera: Formicidae). *Pacific Conservation Biology,* 3(1) : 61-64

JOURDAN H., 1999 - *Dynamique de la biodiversité de quelques écosystèmes terrestres néo-calédoniens sous l'effet de l'invasion de la fourmi peste Wasmannia auropunctata (Roger) 1863 (Hymenoptera : Formicidae)*. Toulouse, Université Paul Sabatier, Thèse de Doctorat, 465 p.

JOURDAN H., 2005 - *Diagnostic de l'invasion de la Fourmi électrique et soutien technique au programme polynésien « Wasmannia auropunctata », 5–12 Février 2005 (Consultance Délégation à la recherche de Polynésie française).* Nouméa, IRD, rapport technique, 33 p.

JOURDAN H., BONNET DE LARBOGNE L., CHAZEAU J., 2002 - The recent introduction of the tramp ant *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera: Formicidae) into Vanuatu archipelago (southwest Pacific). *Sociobiology,* 40(3): 483-509.

JOURDAN H., CHAZEAU J., 2004 - *Étude comparative de l'efficacité d'appâts toxiques utilisables contre Wasmannia auropunctata.* Conventions Sciences de la Terre, Zoologie, IRD Nouméa, 14 : 18 p.

JOURDAN H., DUMAS P., 2004 – « Stigmates de la globalisation dans le Pacifique : le cas de fourmi envahissante *Wasmannia auropunctata*. Apport de la spatialisation, à l'aide d'un SIG pour la prédiction du risque ». In *Espaces tropicaux et risques : du local au global. Actes des X^éme^ Journées de Géographie Tropicale du comité national de géographie , Orléans, 24-26/09 2003*. Presses Universitaires d'Orléans, IRD : 396-408.

JOURDAN H., SADLIER R., BAUER A., 2001 - Little fire ant invasion (*Wasmannia auropunctata*) as a threat to New Caledonian lizards: Evidences from a sclerophyll forest (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 38(3A): 283-301.

JUVIK S.P., JUVIK J.O., 1998 - *Atlas of Hawai'i. 3rd ed.* Honolulu, University of Hawai'i press, Department of Geography, 352 p.

KASPARI M, 1996 - Worker size and seed size selection by harvester ants in a Neotropical forest. *Oecologia*, 105(3): 397-404.

KLOTZ J.H., GREENBERG L., SHOREY H.H., WILLIAMS D.F., 1997 - Alternative control strategies for ants around homes**.** *Journal of Agricultural Entomology***,** 14(3) : 249-257

KLOTZ J.H., MANGOLD J.R., VAIL K.M., DAVIS L.R. JR, PATTERSON R.S., 1995 - A survey of the urban pest ants (Hymenoptera: Formicidae) of Peninsular Florida. *Florida Entomologist*, 78(1) : 109-118.

KOHLER J.M., 1984 - *Pour ou contre le Pinus : les Mélanésiens face aux projets de développement*. Nouméa, Institut Culturel Mélanésien, Collection Sillon d'igname, 130 p.

KOPTUR S., 1992 - Plants with extrafloral nectaries and ants in everglades habitats. *Florida Entomologist,* 75(1): 38-50.

KRAUS F., CAMPBELL E.W., 2002 - Human-mediated escalation of a formerly eradicable problem: the invasion of Caribbean frogs in the Hawaiian Islands. *Biological Invasions*, 4(3): 327-332.

KRAUS F., CRAVALHO D., 2001 – The risk to Hawaii from snakes. *Pacific Science*, 55(4): 409-417.

KRUSHELNYCKY P.D., LOOPE L.L., REIMER N.J., 2005 - The ecology, policy and management of ants in Hawaii. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*, 37: 1-25.

KRUSHELNYCKY P.D., REIMER N.J., 1998 - Efficacy of Maxforce bait for control of the Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae) in Haleakala National Park, Maui, Hawaii. *Environmental entomology*, 27(6): 1473–1481.

LE BRETON J., 2003 - *Étude des interactions entre la fourmi Wasmannia auropunctata et la myrmécofaune : comparaison d'une situation en zone d'introduction, la Nouvelle Calédonie et d'une situation en zone d'origine, la Guyane Française*. Toulouse, Université Paul Sabatier, Thèse de Doctorat, 233 p.

LE BRETON J., DELABIE J., CHAZEAU J., DEJEAN A., JOURDAN H., 2004 - Experimental evidence of large-scale unicoloniality in the tramp ant *Wasmannia auropunctata (*Roger*). Journal of Insect Behavior,* 17(2)*:* 263-271.

LE BRETON J., JOURDAN H., CHAZEAU J., ORIVEL J., DEJEAN A., 2005 - Niche opportunity and ant invasion: the case of *Wasmannia auropunctata* in a New Caledonian rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 21(1): 93-98

LE BRETON, J., CHAZEAU' J., JOURDAN H. 2003 - Immediate impacts of invasion by *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera: Formicidae) on native litter ant fauna in a New Caledonian rain forest. *Austral Ecology*, 28(2): 204-209.

LEDOUX S., 2005 - *Praticabilité du contrôle chimique de la fourmi envahissante Wasmannia auropunctata à Tahiti. Expérimentation en milieu naturel et en laboratoire avec un produit à base d'indoxacarbe.* Diplôme d'Agronomie Générale, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse, 55 p.

LEONE D., 2003 - Citric acid aids fight against coqui frog. *Honolulu Star-Bulletin*, June 24, 2003.

LITTLE E.C.S., 1984 - Ants in electric switches: note. *New Zeland Entomologist,* 8: 47.

LUBIN Y.D., 1984 - Changes in the native fauna of the Galápagos Islands following invasion by the little red fire ant, *Wasmannia auropunctata. Biological Journal of the Linnean Society*, 21: 229-242.

MAÏROUCH N., JOURDAN H., CHAZEAU J., 2002 - *Myrmecofaune des milieux anthropisés et impact sur les populations humaines rurales : le cas de Wasmannia auropunctata dans la commune de Thio*. Rapport de Convention IRD/UNC/Mairie de Thio, 32 p.

MCAVOY A., 2005 - The costly coqui: Schofield Barracks deals with the same problem facing the Big Island amid real estate fears. *Honolulu Star Bulletin*, 11 juillet 2005. En ligne http://starbulletin.com/2005/07/11/news/index7.html

MCGLYNN T.P., 1999 – The worldwide transfer of ants : geographical distribution and ecological invasions. *Journal of biogeography*, 26(3): 535-548.

MCGREGOR R.C., 1973 - *The emigrant pests. A report to Dr. Francis Mulhern, Administrator, Animal and Plant Health Inspection Service*. Rapport non publié.

MEDEIROS A.C., LOOPE L.L., CONANT P., MCELVANEY S., 1997 - Status, ecology, and management of the invasive plant *Miconia calvescens* DC (Melastomataceae) in the Hawaiian Islands. *Bishop Museum Occasional Papers,* 48: 23-35.

MEIER R.E., 1985 - Coexisting patterns and foraging behavior of ants on giant cacti on three Galapagos Islands, Ecuador. *Experientia*, 41: 1228.

MEIER RE., 1994 – « Coexisting patterns and foraging behavior of introduced and native ants (Hymenoptera Formicidae) in the Galápagos Islands (Ecuador) ». *In* Williams D.F. (ed.): *Exotic ants: Biology, impact, and control of introduced species*. Boulder CO, Westview Press : 44-62.

MENOZZI C., RUSSO G., 1931 - Contributo alla conoscenza della mirmecofauna della Republica Dominicana (Antille). *Bolletino del Laboratorio di Zoologia Generale e Agraria, Portici*, 24 : 148-173.

MEYER J.Y., 1996 - Status of *Miconia calvescens* (Melastomataceae), a dominant invasive tree in the Society Islands (French Polynesia). *Pacific Science*, 50(1): 66-76.

MEYER J.Y., FLORENCE J., 1996 - Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia calvescens* DC. (Melastomataceae). *Journal of Biogeography*, 23(6): 775-783.

MOODY M.E., MACK R.N., 1988 – Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology,* 25(3): 1009-1021.

MULLER R., BRUNEAU DE MIRÉ P., BLAHA G., 1970 - *Projet de programme de travail conjoint du laboratoire de phytopathologie et du laboratoire d'entomologie sur les relations entre la pourriture brune des cabosses du cacaoyer (Phytophthora*

palmivora) et les cochenilles associées aux fourmis Wasmannia dans la région de Kribi. IFCC, Yaoundé *:* 5 p.

NESS J.H., 2004 - Forest edges and fire ants alter the seed shadow of an ant-dispersed plant. *Oecologia*, 138(3): 448-454.

NESS J.H., BRONSTEIN J.L., 2004 - The effects of invasive ants on prospective ant mutualists. *Biological Invasions*, 6(4): 445-461.

O'DOWD D.J., GREEN P.T., LAKE P.S., 2003 - Invasional « meltdown » on an oceanic island. *Ecology Letters*, 6(9): 812-817.

OLIVEIRA P.S., BRANDÃO C.R.F., 1991 – « The ant community associated with extrafloral nectaries in the Brazilian cerrados ». *In* Huxley C.R., Cutler D.F. (eds.): *Ant-plant interactions*. Oxford**,** Oxford University Press: 198-212.

OLIVEIRA P.S., DA SILVA A.F., MARTINS A.B., 1987 - Ant foraging on extrafloral nectaries of *Qualea grandiflora* (Vochysiaceae) in cerrado vegetation: ants as potential antiherbivore agents. *Oecologia*, 74: 228-230.

OTA, 1993 - *Harmful Non-Indigenous Species in the United States, OTA-F-565*. Washington, D.C., U.S. Government Printing Office, Office of Technology Assessment, U.S. Congress, 391 p.

PASSERA L, 1994 – « Characteristics of tramp species ». *In* Williams DF (ed.): *Exotic ants: Biology, impact, and control of introduced species*. Boulder, CO, Westview Press: 23-43.

PHILLIPS B.L., BROWN G.P., SHINE R., 2003 - Assessing the potential impact of 3 toads on Australian snakes. *Conservation Biology,* 17(6): 1738-1747.

PHILLIPS B.L., SHINE R., 2004 - Adapting to an invasive species: Toxic cane toads induce morphological change in Australian snakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,* 101(49): 17150-17155.

POLLARD G.V., PERSAD A.B., 1991 – « Some ant predators of insect pests of tree crops in the Caribbean with particular reference to the interaction of *Wasmannia auropunctata* and the leucaena psyllid *Heteropsylla cubana* ». *In* Pavis C, Kermarrec A (eds.): *Rencontres Caraïbes en lutte biologique*. Paris, INRA : 391-403.

RODDA G.H., FRITTS T.H., MCCOID M.J., CAMPBELL III E.W., 1999 - « An overview of the biology of the brown treesnake, *Boiga irregularis*, a costly introduced pest on Pacific Islands ». *In* Rodda G. H., Sawai Y., Chiszar D., Tanaka H. (eds.): *Problem snake management: The habu and the brown treesnake*. Ithaca, NY, Cornell University Press: 44-80.

RUBINOFF D, HAINES W.P., 2005 – Web-spinning caterpillar stalks snails. *Science*, 309: 575.

SCHEMSKE D.W., 1980 - The evolutionary significance of extrafloral nectar production by *Costus woodsonii* (Zingiberaceae): an experimental analysis of ant protection. *Journal of Ecology*, 68: 959-967

SCHMIDT J.O., 1986 - « Chemistry, pharmacology, and chemical ecology of ant venoms ». *In* Piek T (ed.): *Venoms of the Hymenoptera*. London, Academic Press: 425-508.

SHERLEY G. (ed.), 2000 - *Invasive species in the Pacific : a technical review and draft regional strategy*. Apia, Samoa, South Pacific Regional Environment Programme, 190 p.

SMITH M.R., 1936 - The Ants of Puerto Rico. *J. Agric.Univ. Puerto Rico*, 20 (4): 819-875.

SMITH M.R., 1942 - The relationship of ants and other organisms to certain scale insects on coffee in Puerto Rico. *J. Agric.Univ. Puerto Rico*, 26: 21-27.

SMITH M.R., 1965 - House infesting ants of the eastern United States. Their recognition, biology and economic importance. *USDA-ARS Technical Bulletin 1326* : 105

SPENCER H., 1941 - The small fire ant *Wasmannia* in citrus groves - A preliminary report. *Florida Entomologist*, 24: 6-14.

TENNANT L.E., 1994 - « The Ecology of *Wasmannia auropunctata* in primary tropical rainforest in Costa Rica and Panama ». *In* Williams D.F. (ed.): *Exotic ants: Biology, impact, and control of introduced species*. Boulder, Westview Press: 80-90.

TORRES J.A., 1984 - Diversity and distribution of ant communities in Puerto Rico. *Biotropica*, 16(4): 296-303.

ULLOA-CHACON P., 1990 - *Biologie de la reproduction chez la petite fourmi de feu Wasmannia auropunctata Roger (Hymenoptera: Formicidae)*. Lausanne, Faculté de Lausanne, Thèse de doctorat, 161 p.

ULLOA-CHACON P., CHERIX D, 1994 - « Perspectives on control of the little fire ant (*Wasmannia auropunctata*) on the Galapagos Islands ». *In* Williams DF (ed.): *Exotic ants: Biology, impact, and control of introduced species*. Boulder, Westview Press: 63-72.

ULLOA-CHACON P., CHERIX D., 1989 - Etude de quelques facteurs influençant la fécondité des reines de *Wasmannia auropunctata* (R.) (Hymenoptera, Formicidae). *Actes Coll. Insect. Soc.*, 5: 121-129.

VINSON S.B., MACKAY W.P., 1990 - « Effects of the fire ant, *Solenopsis invicta*, on electrical circuits and equipment ». *In* Vander Meer R.K., Jaffe K., Cedeno A. (eds.): *Applied Myrmecology: a world perspective.* Boulder, Westview Press: 497-503.

VITOUSEK P.M., 2004 - *Nutrient cycling and limitation: Hawai'i as a model system*. Princeton University Press, 232 p.

WALSH P.W., HENSCHEL P., ABERNETHY K.A., TUTIN C.E.G., TELFER P., LAHM S.A., 2004 - Logging Speeds Little Red Fire Ant Invasion of Africa. *Biotropica*, 36(4): 137-141

WATERHOUSE D.F., 1997 - *The major invertebrate pests and weeds of agriculture and plantation forestry in the southern and western pacific*. Canberra, Aciar, 93 p.

WATERHOUSE DF., NORRIS KR., 1989 - *Biological control: Pacific prospects supplement 1*. Canberra: ACIAR, 123p.

WAY M.J., BOLTON B., 1997 - Competition between ants for coconut palm nesting sites. *Journal of natural history*, 31(3): 439-455.

WETTERER J.K., PORTER S.D., 2003 - The little fire ant, *Wasmannia auropunctata*: distribution, impact, and control. *Sociobiology,* 42(1): 1–41.

WETTERER J.K., WALSH P.D., WHITE L.J.T., 1999 - *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae), a destructive tramp-ant, in wildlife refuges of Gabon. *African Entomology*, 7(2): 292-294.

WILLIAMS D.F., WHELAN P.M., 1992 - Bait attraction of the introduced pest ant Wasmannia auropunctata (Hymenoptera: Formicidae) in the Galapagos Islands. *Journal of Entomological Science*, 27(1): 29-34.

WILSON E.O., TAYLOR R.W., 1967 - The ants of Polynesia (Hymenoptera: Formicidae). *Pacific Insects Monograph,* 14: 1-109.

Sites internet consultés :

http://www.mauinews.com/story.aspx?id=7791
http://fireant.tamu.edu/

Tableau 1 : Liste des organismes mutualistes avec *Wasmannia auropunctata* (d'après Jourdan et *al.*, 2002)

		Noms communs	**Plantes Hôtes**	Pays
Hemiptera				
Aleyrodidae	*Aleurothrixus floccosus*	Aleurode cotonneux	*Citrus spp.*	USA (Floride)
	Dialeurodes citrifolii		*Citrus spp.*	USA (Floride)
			Goyavier (*Psidium guajava*)	Nouvelle-Calédonie
Aphididae	*Aphis gossypii*	Puceron du cotonnier	Cotonnier (*Gossypium sp.*)	Réublique Dominicaine
			Citrus spp.	USA (Floride)
	Aphis spiraecola	Puceron vert des agrumes	*Citrus spp.*	USA (Floride)
	Pentalonia nigronervosa	Puceron noir du bananier	*Bananier (Musa spp.)*	Nouvelle-Calédonie, Polynésie française (Tahiti)
	Toxoptera aurentii	Puceron noir des agrumes	*Citrus spp.*, Manguier (*Mangifera indica*)	USA (Floride), Nouvelle-Calédonie
	Toxoptera citricida	Puceron tropical des agrumes	*Citrus spp.*	USA (Puerto Rico)
Cicadellidae	*Homalodisca coagulata*	Mouche pisseuse		Polynésie française (Tahiti)
Coccidae	*Cerastoplastes ceriferus & C. rubens*	*Mexican wax scale* & *Pink-wax scale*	Manguier (*Mangifera indica*), *Eugenia lateriflorum*, Niaouli (*Melaleuca quinquenervia*), *Semecarpus atra*, Pin des Caraïbes (*Pinus caraibeae*), *Citrus spp.*	Nouvelle-Calédonie
	C. elongatus		*Citrus spp.*	Nouvelle-Calédonie
	C. floridensis	Cochenille de Floride	*Citrus spp.*	USA (Floride)
	Coccus viridis		*Coffea spp.*	USA (Puerto Rico)
			Citrus spp., Frangipanier (*Plumeria alba*), *Coffea spp.*	Nouvelle-Calédonie
	Pulvinaria psidii & Pulvinaria sp.		*Frangipanier* (*P. alba*), *Coffea spp.*, Goyavier (*Psidium guajava*)	Nouvelle-Calédonie
	Saissetia hemisphaerica	Cochenille hémisphérique	*Coffea spp.*	USA (Puerto Rico)
			Coffea spp.	Nouvelle-Calédonie
	Saissetia nigra	Cochenille noire	*Citrus spp.*, Frangipanier (*P. alba*), *Coffea spp.*	Nouvelle-Calédonie
	Saissetia sp.		Cacaoyer (*Theobroma cacao*)	Cameroun
	Toumeyella lignumvitae		*Guaiacum sanctum*	USA (Floride)
Fulgoroidea	*Tarophagus proserpina*	Cicadelle du taro	Taro (*Colocasia esculenta, Alocasia macrorrhiza*)	Wallis & Futuna, Vanuatu
Margarodidae	*Eurhizoccus brasiliensis*		*Vitis sp.*	Brésil
	Icerya purchasi		*Agrumes (Citrus spp.)*	USA (Floride)
Pemphigidae	*Cerataphis lataniae*	Puceron du cocotier	*Cocotier (Coccos nucifera)*	Nouvelle-Calédonie
Pseudococcidae	*Dysmicoccus brevipes*		*Ananas (Ananas*	Nouvelle-Calédonie

			comosus)	
	Pseudococcus sp		*Inga vera (dans plantations de café)*	République Dominicaine
	Pseudococcus spp.		Cacaoyer (*T. cacao*)	Cameroun
	Planococcus citri	Cochenille des agrumes	Cacaoyer (*T. cacao*)	Brésil
			Agrumes (*Citrus spp.*)	USA (Floride)
	Pseudococcus longispinus		*Cordyline fruticosa, Lygodium microphyllum*	Polynésie française (Tahiti), Nouvelle-Calédonie
Psylloidea	*Mesohomotoma sp.*		Cacaoyer (*T. cacao*)	Cameroun
	Phacopteron sp.		Okoumé (*Aucoumea klaineana*)	Cameroun
	Espèce non identifiée		Gaiac *(Acacia spirorbis)*	Nouvelle-Calédonie
Lepidoptera				
Riodinidae	*Eurybia elvina*		*Calathea ovandensis*	Mexique
	Thisbe irenea		*Croton billbergianus*	Panama

 © IRD, 2006

QUESTION 5

Impacts de l'introduction d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie : aspects méthodologiques pour l'évaluation économique et pistes de réflexion pour un partage efficace des coûts

Alban THOMAS[1], Estelle GOZLAN[2], Lloyd LOOPE[3]

[1] INRA/LERNA, Université des sciences sociales, 21, allée de Brienne - 31000 Toulouse – Courriel : Thomas@toulouse.inra.fr

[2] INRA/INA-PG - Économie Publique, BP 01 - 78850 Grignon – Courriel : Esgozlan@grignon.inra.fr

[3] US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

Résumé

Cet article a pour objet de présenter les méthodes et instruments à la disposition des décideurs publics afin de : 1) quantifier l'ensemble des coûts et des bénéfices environnementaux et socio-économiques liés aux risques d'envahissement du milieu néo-calédonien par des espèces allochtones et aux méthodes de contrôle envisagées, et

2) conduire une analyse coûts / bénéfices permettant d'évaluer l'opportunité de différentes formes d'intervention publique.

La première étape d'une analyse coûts / bénéfices consiste en une évaluation des différentes composantes de la « Valeur économique totale » associée aux milieux et usages sur lesquels l'impact des espèces envahissantes est attendu. L'article présente les types de valeurs associés aux écosystèmes et à la biodiversité, et discute des impacts attendus d'une invasion biologique dans le cas néo-calédonien, en distinguant les impacts sur les activités, sur les écosystèmes et sur la santé humaine. Le principe de l'analyse coût / bénéfices est ensuite présenté dans ses différentes étapes et en insistant sur les effets de marché consécutifs notamment à la mise en place d'une réglementation publique. Des exemples de la littérature concernant l'application de l'analyse coûts / bénéfices sont discutés (Afrique du Sud, États-Unis, Pays-Bas) et une illustration théorique d'une politique d'interdiction dans le cas de plantes ornementales est proposée. Nous présentons ensuite différentes options envisageables en terme de partage des coûts liés aux espèces envahissantes entre parties prenantes, en intégrant une dimension souvent négligée liée aux aspects incitatifs, et nous essayons d'en tirer des enseignements pour la Nouvelle-Calédonie. Une première recommandation vise à développer le système d'information et d'enquêtes, afin de disposer d'estimations des rapports coûts / bénéfices plus précis et adaptés au milieu néo-calédonien. Ensuite, une combinaison d'instruments de politique environnementale est recommandée, avec comme objectif d'assurer le recouvrement même partiel des coûts liés aux invasions biologiques. Le fait que les invasions biologiques sont souvent multiformes doit être pris en compte dans la définition de la politique environnementale à mettre en place. Par conséquent, une combinaison d'instruments peut prendre la forme d'une taxe sur les importations et les marchandises « à risque », permettant d'alimenter un fonds spécial de lutte contre les invasions biologiques, associée à une taxe pigouvienne sur les plantes ornementales. Enfin, l'exemple de la fougère arborescente d'Australie est discuté, avec la possibilité de mettre en place un système de taxation spécifique à cette espèce.

Introduction

Parmi les principaux arguments à l'origine de la prise de conscience mondiale des enjeux liés aux espèces envahissantes, on peut citer le coût économique considérable. Deux études particulièrement citées estiment qu'aux États-Unis, par exemple, les coûts imputables aux espèces allochtones introduites au fil du temps pourraient atteindre des montants annuels compris entre 1,1 milliard[1] (étude de l'OTA portant sur un nombre limité d'espèces ; 1993) et 138 milliards de dollars (Pimentel et *al*., 2000). Comprendre ce que représentent ces chiffres nécessite de se pencher plus précisément sur le rôle et les méthodes de l'analyse économique dans les questions environnementales. En effet, si la comptabilisation des dépenses des campagnes de prévention et d'éradication est généralement bien comprise, tout comme celle des pertes de productivité des activités agricoles ou forestières, l'évaluation économique ambitionne également de quantifier –donner une valeur en équivalent monétaire- les conséquences environnementales (bénéfiques ou néfastes) des introductions d'espèces. Les modifications affectant les écosystèmes ayant une influence sur la satisfaction des agents, elles sont importantes à prendre en compte dans les mesures de variation du bien-être collectif.

En dépit de fondements théoriques rigoureux, les méthodes qui permettent de « donner une valeur à la nature » (ou plus généralement aux biens publics) présentent un certain nombre de limitations pratiques qui font dire à leurs détracteurs qu'elles ne servent à rien – une fois le risque / dommage environnemental avéré, quel besoin de connaître sa valeur exacte pour entreprendre des mesures de prévention / contrôle ? La réponse tient essentiellement à un objectif d'efficacité des politiques publiques : les budgets disponibles pour la préservation des milieux n'étant pas extensibles à l'infini et leur allocation nécessitant des arbitrages entre différents programmes, il est légitime que les coûts des mesures envisagées soient confrontés aux bénéfices attendus par la société.

D'autre part, au-delà de l'évaluation environnementale et de l'analyse coûts / bénéfices des politiques publiques, l'économie revendique un rôle dans la compréhension des mécanismes conduisant à la destruction des milieux et dans les recommandations, en termes de mesures incitatives. Shogren (2000) rappelle ainsi que les systèmes écologiques et humains sont étroitement imbriqués, et que les risques liés aux espèces envahissantes (EE) sont largement endogènes. Shogren (2001) souligne l'importance de la théorie économique pour les politiques de préservation, notamment parce que l'économie est la science des arbitrages et que toutes les espèces ne pourront pas être préservées. Les méthodes d'évaluation économique des bénéfices, la compréhension des notions de coût d'opportunité, de rendements décroissants dans les mesures de protection, etc., permettent d'éclairer les choix de préservation. Il insiste également sur le fait qu'une partie des envahissements se produit sur des terrains privés, et qu'il est donc important de tenir compte des incitations économiques des propriétaires de terrain à participer aux programmes de lutte. Enfin, pour Perrings et ses collaborateurs (2000), la question des espèces envahissantes est un problème

[1] 97 milliards de dollars sur 85 ans dans l'étude de l'OTA.

essentiellement économique qui mérite des réponses économiques : les risques et les coûts des EE ont explosé en raison de l'augmentation des échanges commerciaux et touristiques, de l'accroissement de la densité de population, et de l'intensité de la production dans les systèmes agraires (pauvres en ressources génétiques). Les politiques de contrôle des invasions peuvent être considérées comme un « *weakest-link public good* » (maillon faible des bien publics), qui place le bien-être collectif entre les mains du plus mauvais dans la chaîne des efforts permettant de limiter les dommages. Dans ces conditions, ils considèrent que la solution au problème des EE passe d'une part par l'utilisation de politiques incitatives visant à modifier les comportements, d'autre part par le développement d'institutions capables de soutenir les efforts des membres les plus faibles de notre société.

L'article est organisé de la manière suivante. La section 2 aborde l'évaluation économique des dommages environnementaux et des coûts engendrés par les EE, elle présente les concepts de valeur que représentent les écosystèmes en général, ou la survie d'une espèce en particulier, elle décrit les méthodes usuelles d'évaluation économique de ces valeurs, et passe en revue les autres coûts liés aux EE et à leur contrôle. Les principes et modalités d'application de l'analyse coûts / bénéfices sont présentés à la section 3, avec quelques illustrations pratiques liées à des cas d'EE. La section 4 aborde la question d'un partage efficace des coûts entre parties prenantes. Enfin, nous concluons à la section 5 sur quelques enseignements à tirer pour le cas de la Nouvelle-Calédonie.

Évaluation économique des dommages et des coûts causés par les espèces envahissantes

Aspects méthodologiques pour la quantification des dommages environnementaux

Types de valeurs associés aux écosystèmes et à la biodiversité

Déterminer la valeur des écosystèmes est une tâche complexe mais importante. Dans une contribution récente, Pearce (2005) souligne que le rôle que peuvent jouer les économistes en terme de préservation de la biodiversité consiste d'une part à démontrer la valeur de la biodiversité, et d'autre part à concevoir des marchés permettant de rendre compte de cette valeur. Heal (1994) a depuis longtemps questionné la capacité des marchés à « capturer » la valeur sociale inhérente à la biodiversité et à créer les incitations à maintenir et à développer cette valeur. Or, les éléments de cette valeur sont multiples et de différentes natures : support aux systèmes permettant la vie humaine (production d'oxygène par les plantes, bactéries fertilisant les sols, etc.), valeurs esthétiques et culturelles (symbolique d'animaux dans certaines sociétés), et sources de connaissances. Ce sont typiquement des valeurs instrumentales qui peuvent disparaître si on leur trouve un substitut. La valeur intrinsèque des plantes et animaux, leur droit d'exister indépendamment de l'importance que les humains y accordent est, elle, non-instrumentale : Chichilnisky et Heal (2000) considèrent la reconnaissance de cette valeur intrinsèque comme essentielle au concept de soutenabilité. Ainsi faut-il garder à

l'esprit que **l'évaluation de la valeur économique des écosystèmes se limite à une approche anthropocentrique et utilitariste**.

Les économistes distinguent classiquement deux grandes catégories de valeurs pour les écosystèmes :

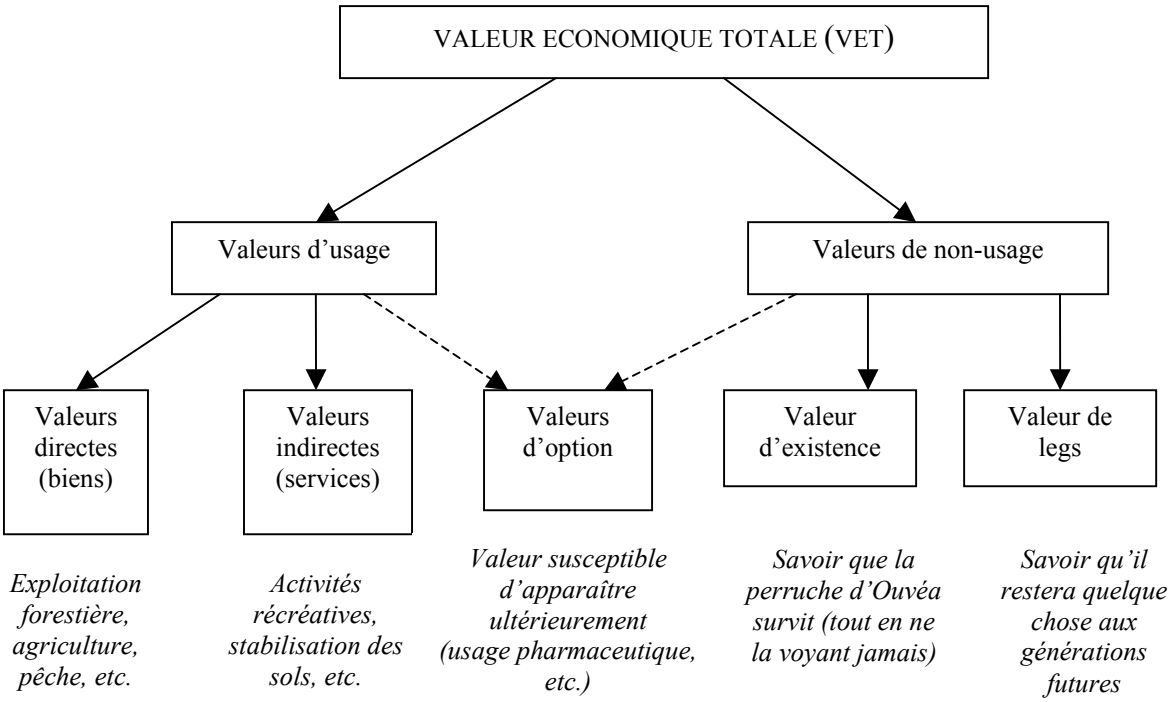
- Les valeurs d'usage, reflétant le fait que les écosystèmes nous fournissent des biens et des services. L'usage direct traduit la consommation d'une ressource naturelle, tandis que l'usage indirect concerne des services rendus par les écosystèmes que nous valorisons (stockage de carbone, pêche récréative, etc.).
- Les valeurs de non-usage ou valeurs passives, reflètent l'importance que nous accordons à des ressources que nous n'utilisons pas, mais que nous considérerions comme une perte si elles venaient à disparaître. Il peut s'agir de valeurs d'existence (par exemple, la survie du tigre du Bengale) ou de legs (pour les générations futures).

Un dernier type de valeur classiquement considéré est la valeur d'option : celle-ci traduit une valorisation des écosystèmes pour d'éventuels usages (ou préférences) ultérieurs. Par exemple, un individu peut avoir une disposition à payer pour le maintien d'une réserve naturelle qu'il n'a pas le temps d'aller visiter, car il souhaite se réserver la possibilité d'y aller un jour. Ceci peut aller jusqu'à accorder une valeur à des usages futurs parfaitement hypothétiques : de nombreuses personnes souhaitent la conservation des milieux pour permettre, grâce à des connaissances futures, l'apparition de nouveaux usages qui n'ont aucune chance d'émerger si le milieu est détruit (décision irréversible). La valeur de quasi-option est ainsi définie comme la valeur espérée de l'information obtenue en repoussant une décision irréversible (Arrow et Fisher, 1974). L'exemple classique est la découverte d'une molécule extraite d'organismes peu étudiés qui aurait des propriétés thérapeutiques (valeur d'usage), mais on peut également imaginer qu'une espèce encore inconnue présente des spécificités telles qu'elle obtienne un statut de symbole pour des générations futures (valeur de non-usage). Armsworth et ses collaborateurs (2004) interprètent ce type de valeur comme celle d'une assurance (« *bet-hedging benefit* », bénéfice à la couverture contre un risque futur).

Ainsi que le rappellent Born et ses collaborateurs (2004), tous ces éléments s'additionnent dans la notion de Valeur économique totale (VET) : voir la figure 1.

Même si les frontières entre les types de valeurs présentés sont parfois discutées, cette représentation est utile pour bien prendre en compte l'ensemble des éléments de la valeur des écosystèmes, ainsi que pour éviter de comptabiliser deux fois certains éléments, lorsque plusieurs méthodes d'évaluation sont utilisées (Heal, 2004).

Figure 1 : Le concept de valeur économique totale (d'après Pearce et Turner, 1990)



Donner une valeur à la biodiversité

Donner une valeur à une espèce ou à un écosystème en particulier relève un peu de la gageure. Mais sur quels critères mesurer la valeur de la biodiversité, définie comme la variabilité totale de la vie sur Terre, alors même qu'il n'y a pas de consensus sur la mesure pertinente de la biodiversité (richesse en espèces, indice de Shannon ou de Simpson) ? L'idée que toutes les espèces ne sont pas égales, et que les derniers représentants d'un genre éteint figurent une plus grande « diversité » qu'une espèce d'un genre bien représenté est généralement bien acceptée, de même que le fait que toutes les espèces ne peuvent pas être sauvées (Simpson, 2002). Le problème est alors de sélectionner les espèces « méritant » le plus d'être préservées, étant entendu qu'une espèce particulière aura *a priori* d'autant plus de valeur qu'elle sera difficilement remplacée (substituée) par une autre espèce. Kassar et Lasserre (2004) examinent les politiques optimales de conservation dans un modèle d'options réelles (où les pertes de biodiversité sont irréversibles, et les valeurs futures incertaines), et montrent que, *a contrario*, la substituabilité entre espèces peut être source de valeur, dans la mesure où elle introduit une flexibilité intéressante dans la gestion des espèces, au niveau global. Pour Weitzman (1998), les programmes de conservation sont handicapés par l'absence d'une grille d'analyse coûts / efficacité permettant de comparer différentes alternatives (flou de la fonction-objectif). Sa contribution prend la forme d'un critère de classement des programmes de conservation de la forme suivante :

$$R_i = (U_i + D_i).\frac{\Delta P_i}{C_i}$$

(où R_i est le rang de classement du programme visant à protéger l'espèce i, U_i l'utilité de l'espèce, D_i sa « diversité » (une mesure de sa distance aux autres espèces), C_i le coût

du programme et ΔP_i l'augmentation de la probabilité de survie de l'espèce grâce au programme).

Brock et Xepapadeas (2003) utilisent une approche dynamique de la biodiversité, dont le principe de base pour sa valorisation réside non pas seulement dans la diversité en tant que telle, mais encore dans son association avec des caractéristiques ou services utiles, au sens social ou économique. On parle alors d'une valeur **endogène** de la biodiversité.

Hampicke (1999) estime qu'au-delà des limites méthodologiques sur la valeur économique de la biodiversité, des limites morales existent également, et qu'en l'absence de possibilité de communiquer avec les générations à venir, l'éthique vis-à-vis du futur commande de considérer la conservation de la biodiversité comme une **contrainte** sur l'activité économique (plutôt qu'un de ses éléments).

Inventaire des catégories de coûts et des bénéfices à considérer dans l'évaluation des impacts des espèces envahissantes (EE)

S'il est généralement admis que les EE constituent avant tout un enjeu environnemental et ont un impact considérable sur la biodiversité, elles sont également à l'origine d'autres catégories de coûts, mais aussi de bénéfices. Pimentel et ses collaborateurs (2000) rappellent que la plupart des espèces allochtones introduites au cours des siècles passés l'ont été volontairement pour des usages agricoles ou horticoles, et continuent de générer des bénéfices importants ; un autre exemple est la pêche récréative aux États-Unis, qui concerne la plupart du temps des espèces de poissons déplacées hors de leur bassin d'origine (OTA, 1993). La distinction entre introduction volontaire et accidentelle ne permet pas de définir *a priori* l'impact positif ou négatif : certaines espèces introduites volontairement (plantes ornementales, prédateurs introduits dans le cadre de luttes biologiques) se sont échappées et causent des dommages considérables (*miconia* en Polynésie française, perche du Nil dans le lac Victoria), tandis que d'autres, introduites par hasard, peuvent éventuellement avoir un intérêt économique au-delà des problèmes causés.

Les impacts économiques totaux peuvent être classés en deux catégories : les **effets de marché** (variations des prix et des surplus associés, décrits à la section suivante), et les **effets non-marchands**, qui sont eux-mêmes multiples avec quatre grands types d'impacts :

1) impacts sur les écosystèmes ;

2) impacts sur la santé publique (par exemple, un virus, la fourmi de feu) ;

3) impacts sur les activités exploitant les ressources naturelles (agriculture, pêche, forêt, chasse) ;

4) impacts sur les infrastructures.

Concernant le deuxième type d'impact, les impacts sur la santé publique, les mesures ne sont pas toujours aisées et sont le plus souvent approchées par l'évaluation des nombres de jours d'arrêt-maladie (perte de productivité) à laquelle on ajoute les dépenses médicales associées.

Pour les seuls impacts agricoles (troisième type d'impact), Perrault et ses collaborateurs (2003) inventorient 6 grandes catégories de coût :

- les pertes de culture ;
- le déclin de la valeur de la terre ;
- les impacts sur les ressources en eau ;
- les maladies du bétail ;
- les contaminations génétiques ;
- l'ensemble des coûts de gestion et d'éradication.

Ils estiment qu'aux États-Unis, 40 % de l'ensemble des dommages causés par des insectes aux cultures sont dus à des espèces introduites. En Australie, le coût total lié à l'invasion de mauvaises herbes, ou *weeds* a été estimé à 2 750 millions de dollars en 1987, puis réévalué aux alentours de 5 milliards de dollars en 1996 (Groves et Hosking, 1997).

Dans certains cas, les espèces envahissantes ne se contentent pas d'envahir les milieux naturels et ont donc un impact sur les infrastructures (quatrième type d'impact), ce qui impose des coûts à l'activité économique. Par exemple, la moule zébrée (dont la densité atteint 700 000 / m² par endroits ; Griffith et *al.*, 1991) se trouve dans les canalisations et les centrales hydrauliques de la région des Grands Lacs. Khalanski (1997) estime qu'en 2000 la somme des dommages et des coûts des mesures de contrôle de la moule zébrée ont atteint 5 milliards de dollars.

Il convient de remarquer que les coûts des mesures de contrôle et/ou d'éradication sont parfois appelés coûts financiers (Sinden et *al.*, 2004). Bien sûr, ils ne peuvent pas être directement inclus dans l'évaluation des dommages agricoles ou environnementaux causés par une espèce, mais il est raisonnable de supposer que si un agent (privé ou public) a dépensé une somme X pour contrôler l'invasion, c'est qu'il valorise les dommages évités au moins à ce montant X. Il s'agit d'un exemple de préférences révélées (Thomas et Gozlan, ce volume).

Le tableau 1 montre les impacts non marchands liés à l'introduction de micro-organismes allogènes aux USA, avec des impacts à la fois sur l'agriculture, sur l'environnement et sur la santé humaine.

Tableau 1 : Coûts annuels estimés liés à l'introduction de micro-organismes allogènes aux États-Unis

MICRO-ORGANISMES (20 000 espèces introduites aux États-Unis)	Pertes et dommages (millions de $)	Coûts de contrôle (millions de $)	Total (millions de $)
Pathogènes des cultures	21 000	500	21 500
Pathogènes des plantes d'ornement, jardins, cours de golf	-	2 000	2 000
Pathogènes des forêts	2 100	-	2 100
Maladies du bétail	9 000	-	9 000
Maladies humaines	-	6 500	6 500

Source : Pimentel et al., 2000

L'analyse coûts / bénéfices comme outil d'évaluation

Encadré 1 - Lexique des concepts économiques (d'après Sinden et *al.*, 2004, page 7)

- Bien-être social, *welfare*, surplus collectif : mesure du bien-être d'un pays, défini comme la somme des profits des producteurs et du surplus des consommateurs (écart entre leur disposition à payer et le prix de marché), moins les éventuels effets externes.
- Coût d'opportunité (ou coût indirect) : revenu disparu en raison de l'invasion.
- Coût financier (ou coût direct) : coûts monétaires liés au contrôle et à l'éradication, comme le coût des pesticides, du personnel et des machines requis.

La variation du surplus collectif est la mesure qu'utilisent les économistes pour mesurer l'ensemble des effets d'un changement de politique, par exemple.

Principes et objectifs de l'analyse coûts / bénéfices

L'analyse coûts / bénéfices a pour objectif de compléter le travail d'évaluation des risques par les scientifiques. Elle doit intervenir en complément d'une analyse de risque qui aura permis préalablement d'évaluer les probabilités et les conséquences environnementales associées aux différents scénarios d'invasion (en fonction, par exemple, du mode d'intervention envisagé). Elle cherche : 1) à quantifier en termes monétaires l'ensemble des pertes et des gains des agents liés aux risques d'invasions et aux politiques mises en place pour contrôler ces risques, et 2) à renseigner sur l'efficacité relative des instruments de gestion du risque. Le travail économique est une étape qui concourt à la définition et à l'amélioration des politiques publiques. Cependant, les limites et les imperfections des outils invitent à la prudence quant au passage des résultats économiques à la prescription en matière de politiques environnementales (Gozlan et Marette, 2004).

L'évaluation des impacts des politiques publiques et la comparabilité des différentes alternatives nécessitent de traduire tous leurs impacts, qu'il s'agisse ou non d'effets de marché, dans une même unité qui est par simplicité une valeur monétaire actualisée. Dans le domaine environnemental, l'analyse coûts / bénéfices consiste donc à quantifier **l'impact environnemental attendu sous différents scénarios réglementaires** (par exemple, laisser-faire, campagne d'information, réglementation

imposant l'irradiation des palettes de bois utilisées par les transporteurs) afin de mettre en perspective les bénéfices attendus de la réduction des risques avec les coûts de mise en place d'une politique publique. Ceci suppose donc d'être capable d'évaluer, dans chaque scénario :

- la probabilité d'invasion, en fonction des paramètres naturels, économiques et donc réglementaires (Thomas et *al*., Question 3 dans ce volume) ;
- la nature et l'étendue des dommages environnementaux possibles en fonction de ces mêmes paramètres (Jourdan et Loope, ce volume) ;
- la valeur que représentent ces dommages pour la société (ou les bénéfices d'un dommage évité / réduit).

Si l'espèce introduite a également des effets bénéfiques, ceux-ci peuvent soit être inclus dans la valorisation des impacts environnementaux (par exemple, la stabilisation des sols, la valeur récréative des forêts pour la chasse), soit être comptabilisés séparément s'il s'agit de bénéfices marchands.

Cette approche permet d'étudier la pertinence d'une réglementation, en mettant en balance les conséquences économiques quant au fonctionnement des marchés et aux gains liés à la réduction des risques. Elle peut également permettre à un décideur public d'arbitrer entre plusieurs formes d'intervention.

Les étapes

Les étapes d'une analyse coûts / bénéfices sont généralement les suivantes (Boardman et *al.,* 1996) :

1) choix des agents à inclure dans l'analyse (les coûts et les bénéfices de qui ?) ;

2) choix du portefeuille d'actions réglementaires envisagées ;

3) inventaire de **tous** les impacts potentiels des mesures envisagées (effets environnementaux et effets de marché) et choix d'indicateurs appropriés pour les mesurer ;

4) prédire de manière quantitative les impacts du projet ;

5) monétiser (donner une valeur économique) à tous les impacts ;

6) actualiser les coûts et les bénéfices futurs ;

7) additionner les valeurs actualisées ;

8) conduire une étude de sensitivité (robustesse de l'analyse) qui tienne compte des intervalles de confiance des prédictions faites aux étapes précédentes ;

9) recommander l'alternative réglementaire générant les plus grands bénéfices sociaux nets.

Le point 3 nécessite d'entrer plus en détail dans l'analyse des effets de marché des réglementations : ces effets sont la traduction du fait que l'intervention publique visant à contrôler un risque environnemental n'est pas neutre sur le fonctionnement des marchés. En effet, elle impose des coûts à certains agents, corrige des

dysfonctionnements, etc., ce qui se traduit forcément par des « variations de surplus » (individuels et collectifs).

Comprendre et mesurer les effets de marché

Tournons-nous à présent vers la valorisation des effets marchands et la compréhension des mécanismes de marché. En effet, certaines situations de risques peuvent être analysées comme des dysfonctionnements (ou défaillances) de marché, c'est-à-dire des situations pour lesquelles le libre fonctionnement des marchés conduit à une situation inefficace, en raison de l'existence d'externalités environnementales ou de problèmes d'information imparfaite.

Parmi les instruments de politique publique visant à corriger la défaillance de marché, on peut citer : 1) les standards de sécurité minimale qui imposent une norme obligatoire pour tous le producteurs (et réduisent éventuellement l'incertitude des acteurs puisqu'un niveau minimal de sécurité est garanti), 2) les politiques d'information (labels ou campagnes visant à améliorer la perception des risques par les consommateurs), 3) les taxes pigouviennes[2], 4) les politiques de responsabilité civile ou environnementale avec indemnisation des victimes en cas d'envahissement ou de contamination. Tous ces instruments influencent peu ou prou la structure de coût des producteurs et la demande des consommateurs.

Les effets de marché sont analysés en calculant le bien-être collectif, défini comme la somme du surplus des consommateurs (l'écart entre la disposition à payer et le prix réel payé par les acheteurs) et du profit des producteurs. Le bien-être collectif doit être comparé aux gains / coûts environnementaux évalués précédemment.

La figure 2 permet de représenter de manière simplifiée le bien-être national pour un produit donné avec un marché caractérisé par une absence de connaissance des acheteurs sur les risques potentiels du bien considéré (alors qu'ils sont sensibles aux conséquences environnementales). Les quantités de ce bien sont représentées en abscisse et les prix en ordonnée. Avec la fonction d'offre *S*, la relation entre les quantités offertes et le prix (coûts de production) est croissante, ce qui traduit une forte tension sur les capacités de production (rendements d'échelle décroissants). Avec la fonction de demande (*D*), la relation entre les quantités demandées et le prix est décroissante.

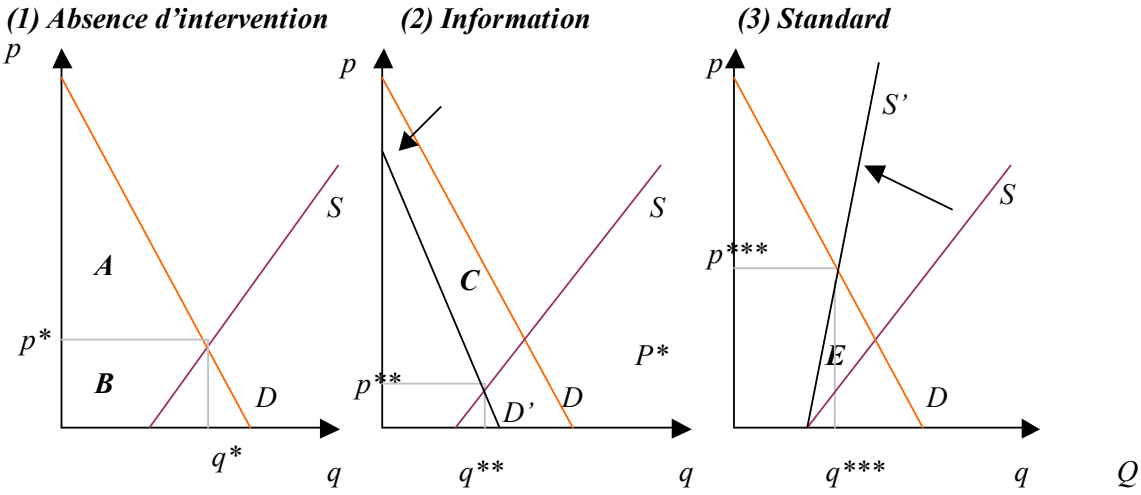
Lorsqu'il n'y a aucune intervention publique sur ce marché, les fonctions d'offre *S* et de demande *D*, représentées dans le graphique de gauche (1), déterminent un prix d'équilibre p^* pour le produit risqué (dont une quantité q^* est échangée).

Le graphique central (2) représente l'effet sur la fonction de demande (passage de *D* à *D'*) de la diffusion d'information sur les risques : l'équilibre de marché est alors

[2] Une taxe pigouvienne est un instrument de politique économique destiné à corriger une externalité négative, c'est-à-dire une nuisance produite en excès (par rapport à un optimum collectif) parce que le responsable ne supporte pas les coûts réels qu'elle occasionne pour la société. Ce mécanisme incite les pollueurs à réduire d'eux-mêmes leurs nuisances (internalisation des dommages) à un niveau efficace en arbitrant entre coût de l'effort environnemental et prix (taxe) des nuisances.

affecté par un changement de comportement des consommateurs (baisse de la demande, prix d'équilibre p^{**}). Enfin, le graphique de droite (3) considère l'effet de la mise en place d'un standard de sécurité sur la fonction d'offre du bien risqué (passage de S à S'), comme par exemple le retrait du marché de produits dépassant un certain seuil de contamination. Cet effet du changement de l'offre se produit également pour les politiques de rappels de produits et les politiques d'indemnisation, car les coûts de production augmentent et les producteurs s'assurent (sur la responsabilité civile). Nous faisons ici l'hypothèse simplificatrice que le standard entraîne uniquement un basculement de la courbe d'offre et n'a pas d'effet sur la demande car les consommateurs sont inconscients par rapport aux risques. Cela se traduit sur la figure (3) par une augmentation du prix p^{***} et une baisse des quantités vendues q^{***} à l'équilibre.

Figure 2 : Équilibre et bien-être collectif sur un marché



Source : Gozlan et Marette, 2004

Le surplus des consommateurs est représenté par l'aire du triangle compris entre la courbe de demande et le prix d'équilibre, correspondant au gain provenant d'un prix de marché par rapport au paiement de prix plus élevés. Le profit des producteurs est représenté par l'aire entre le prix d'équilibre et la courbe d'offre qui dépend du coût marginal (en supposant des marchés concurrentiels et l'absence de coûts fixes de production). Le bien-être collectif en l'absence d'intervention publique (1) est donné par la somme des aires *A* (surplus du consommateur) et *B* (surplus des producteurs moins les coûts fixes éventuels). Si le décideur public diffuse une campagne d'information sur les risques lies à la consommation du bien (2), la demande décroît, ainsi que le prix p^{**} et la quantité q^{**} d'équilibre. Cette nouvelle situation, comparée à l'absence d'intervention, se traduit donc par une perte de bien-être collectif représentée par l'aire *C* (cette perte de bien-être doit bien sûr être comparée avec le bénéfice lié à la réduction de morbidité, ajusté des coûts publics d'information). Enfin, si un standard est mis en place sur la figure (3) sans que les consommateurs en soient informés, les coûts marginaux de production des vendeurs augmentent (que ce soit une augmentation directe liée à une mise en conformité, ou indirecte, liée au retrait d'une partie de leur production), ce qui se traduit par un basculement de la courbe d'offre de S à S'. Ceci conduit à une augmentation du prix p^{***} et une baisse des quantités q^{***} d'équilibre. Par rapport à l'absence d'intervention (1), la perte de bien-être collectif est représentée

par l'aire du triangle E (qu'il faut comparer avec le bénéfice lié à la réduction de morbidité, ajusté des coûts publics de contrôle et de mise en œuvre du standard, ainsi que des coûts fixes privés éventuels de mise en conformité qui n'apparaissent pas sur le graphique).

L'illustration précédente a pour seule ambition de souligner que la mise en place d'une réglementation publique n'est pas neutre sur le fonctionnement des marchés, car elle a des répercussions sur les fonctions d'offre et de demande, et induit donc mécaniquement des variations dans les surplus des agents qui doivent être inclus dans une analyse coûts / bénéfices.

Le problème de l'actualisation

L'actualisation des pertes et des gains traduit le fait qu'une somme d'argent disponible aujourd'hui a plus de valeur que la même somme dans x années, et que la comparaison de valeurs générées par un projet à des temps différents nécessite qu'elles soient ramenées à une mesure commune, qui est généralement la valeur actuelle.

L'actualisation est une pratique particulièrement controversée dans les projets environnementaux car elle tend à écraser les effets bénéfiques futurs d'un programme de conservation, qui n'apparaissent généralement qu'à moyen ou à plus long terme, alors que les coûts sont souvent immédiats.

Encadré 2- L'écrasement des bénéfices futurs par l'actualisation (Gozlan et Marette, 2004)

Supposons qu'une mesure réglementaire, coûtant globalement un montant *M* aujourd'hui, conduise *d* années plus tard à des gains annuels pour la société égaux à *g*. Pour calculer le bénéfice actualisé, on utilise un facteur d'actualisation $\delta<1$ qui représente la valeur d'un euro dans un an par rapport à un euro d'aujourd'hui. Ainsi la valeur actuelle du gain *g* réalisé dans *d* années est égal à $\delta^d g$, celui dans *d+1* années est égal à $\delta^{d+1} g$,et ainsi de suite. La somme des gains actualisés apparaissant à la période *d* est égale à $GA^d(g) = \sum_{i=d}^{+\infty} \delta^i g = \delta^d \sum_{i=0}^{+\infty} \delta^i g$. Pour $\delta<1$, l'égalité suivante est vérifiée $\sum_{i=0}^{+\infty} \delta^i = 1/(1-\delta)$, ce qui conduit à $GA = \frac{\delta^d}{(1-\delta)} g$. La comparaison entre le bénéfice de la mesure $GA^d(g)$ et son coût conduit au processus de décision. Ainsi, la mise en œuvre de la mesure sera jugée bénéfique quand $M<GA^d(g)$, ce qui est équivalent à $\frac{M}{g} < \frac{\delta^d}{(1-\delta)}$. Le tableau 2 renseigne sur les valeurs du terme de droite de cette dernière inégalité.

Tableau 2 : Sensibilité de l'actualisation liée à la valeur de δ

Facteur d'escompte δ (année d)	**δ = 0,99**	**δ = 0,95**	**δ = 0,9**
d = 1	99	19	9
d = 10	90,4	11,9	3,4
d = 20	81,7	7,1	1,2

Ce tableau montre l'importance du choix du paramètre d'actualisation, et la très forte baisse de la valeur de $\frac{\delta^d}{(1-\delta)}$ (par exemple, l'écrasement des bénéfices futurs) quand le facteur d'escompte retenu passe de δ =0,99 à δ =0,95. D'autre part, il montre que plus l'année d du premier gain est éloignée dans le temps, plus la valeur $\frac{\delta^d}{(1-\delta)}$ est faible et plus la mesure réglementaire a de chance d'être repoussée

Le choix d'une « bonne » valeur de taux d'actualisation représente une des difficultés importantes de l'analyse coûts / bénéfices. La littérature en économie de l'environnement et sur la soutenabilité des systèmes s'est penchée sur les moyens d'éviter l'écrasement des bénéfices, en proposant par exemple des taux d'actualisation hyperboliques[3] ou d'autres critères de soutenabilité (Heal, 1993). Certains auteurs ont été jusqu'à suggérer le recours à des taux d'actualisation nuls, voire négatifs (Guesnerie, 2004). Ces contributions restent largement théoriques, et il ne faut pas espérer y trouver une valeur chiffrée. Néanmoins, Settle et Shogren (2004) suggèrent qu'une actualisation hyperbolique pourrait être pertinente pour l'évaluation des programmes sur la truite du Service des Parcs Nationaux.

Illustrations de résultats obtenus par analyse coûts / bénéfices dans le cas des espèces envahissantes

La plupart des études relativement complètes, mentionnant des valeurs pour les rapports entre bénéfices et coûts des politiques de lutte contre des espèces envahissantes, proviennent d'Afrique du Sud ou des États-Unis. L'étude bibliographique de Born et ses collaborateurs (2004) fournit une comparaison intéressante des valeurs obtenues par une dizaine d'études dans la littérature. L'intérêt de ce travail est de récapituler les principales valeurs obtenues, dans leurs différentes composantes (valeurs commerciales ou non, secteur économique touché) et par type de méthode. Toutes les études citées ne comportent pas de mesure du rapport bénéfices / coûts ; Born et ses collaborateurs (2004) relèvent des ratios proches de 2,6 en Afrique du Sud (voir plus bas), et de 1,5 à 8,7 en Australie (secteur agricole, selon les projets de lutte considérés).

Afrique du Sud

Turpie et ses collaborateurs (2003) n'effectuent pas d'analyse coût / bénéfices à proprement parler, mais présentent une décomposition extrêmement détaillée des valeurs d'usage et de non-usage associées à la biodiversité dans la région du Cap (Afrique du Sud). L'étude s'intéresse plus particulièrement aux ressources terrestres (« *fynbos* », mot afrikaans pour « *fine bush* », végétation naturelle au sud-ouest de la

[3] Il existe différentes variantes de l'actualisation hyperbolique, la formule d'Overton et MacFayden est la suivante : Valeur actuelle = Valeur mesurée au temps t /[1+h(t)* r]t, où r est le taux d'actualisation annuel et h(t) une fonction croissante du temps.

province du Cap, familles des *proteas*, *ericas* et *restios*) et aux ressources biologiques côtières (1 200 km de côtes). En ce qui concerne les ressources terrestres, les valeurs commerciales (récoltes, utilisation de ressources forestières) sont obtenues à partir de statistiques officielles et d'enquêtes auprès de propriétaires terriens. Concernant les valeurs de non-usage, celle liée au tourisme est estimée à partir d'une enquête auprès des visiteurs de la région mentionnant les motivations de la visite, ainsi qu'à partir de données sur le nombre de touristes et leurs dépenses. La valeur d'option, calibrée en utilisant des estimations américaines relatives aux pertes attendues pour l'industrie pharmaceutique, atteindrait ainsi 700 millions de dollars, non compris la valeur d'option pour l'éco-tourisme futur. La valeur d'existence est obtenue à partir d'une étude d'évaluation contingente (sur la méthode d'évaluation contingente, voir Thomas et Gozlan, ce volume) et correspond à environ 4 millions de dollars.

La valeur d'usage indirecte *via* la production fruitière et de miel est obtenue à partir de données scientifiques (instituts de recherche, littérature). Le coût en termes de volumes d'eau perdus est également tiré d'une étude antérieure. Les ressources marines sont évaluées selon leurs différentes composantes : industrie des algues, pêcheries, homards, abalone (*Haliotus midae*). Le tourisme occupe une place particulièrement importante dans l'étude, en raison des motivations principales de visite dans la région : éco-tourisme, loisirs récréatifs et sports extrêmes, en particulier. La valeur totale associée à la biodiversité et à ses usages dans la région floristique du Cap est évaluée par les auteurs à environ 1,4 milliards de dollars par an. Sur la base de cette valeur, la perte totale attendue, suite aux invasions biologiques, est estimée à environ 100 millions de dollars par an, soit environ 1 / 10 de la valeur totale de la biodiversité.

Van Wilgen et ses collaborateurs (2001) présentent un survol d'études empiriques sur l'impact des invasions par des espèces végétales (arbres et arbustes) en Afrique du Sud. Environ 10 millions d'hectares sont déjà envahis par plus de 180 espèces (données de l'année 2000), les envahissants les plus courants étant les espèces *Acacia Hakea* et *Pinus*. Les impacts environnementaux incluent la perte de diversité des invertébrés vivant dans le sol ainsi que la baisse de débit des cours d'eau, l'augmentation de l'inflammabilité des forêts, et la diminution de la productivité des pâturages. Il est à noter que certaines invasions sont associées à des impacts environnementaux positifs.

Le programme de lutte sud-africain contre les invasions biologiques a eu recours, jusqu'au début des années 2000, à deux types de lutte : 1) le contrôle biologique comme substitut efficace aux moyens biochimiques (herbicides), et 2) l'éradication mécanique, très intensive en main-d'œuvre. Deux aspects très intéressants de ce second type de lutte concernent son mode de financement et ses retombées en terme de bien-être social. Tout d'abord, un nombre important de demandeurs d'emploi dans les zones rurales défavorisées a été recruté pour travailler à l'éradication dans des régions proches de leur domicile. Parallèlement, les travailleurs (environ 20 000 au début 2000) bénéficiaient de programmes sociaux (crèches, éducation et information sur le HIV/SIDA, réinsertion des anciens délinquants). Les retombées ont été apparemment importantes sur les économies locales (développement du commerce de détail et de la sous-traitance), et ont agi comme une véritable redistribution, des catégories aisées de la population vers les plus défavorisées. En effet, les fonds collectés pour financer ce programme appelé « *Working for Water* » étaient en réalité détournés d'autres programmes sociaux et éducatifs. La motivation d'une telle diversion repose

sur l'idée du double dividende inversé : les fonds destinés aux programmes sociaux peuvent être utilisés pour remettre au travail des demandeurs d'emploi dans le domaine de la restauration de l'environnement. Par opposition, les politiques s'appuyant sur le concept de double dividende captent des fonds des activités de production (*via* les processus de pollution) pour les redistribuer en vue de financer des politiques d'emploi.

En ce qui concerne la politique de lutte biologique contre les invasions biologiques, les coûts de recherche dans ce domaine ont avoisiné les 3 millions de dollars entre 1997 et 2000. Les rapports entre les bénéfices du programme et son coût, pour une région ou une espèce envahissante particulière, sont très élevés. Par exemple, ce rapport est proche de 1 130 pour le contrôle de l'*Azolla filiculoides*. Le remplacement de la politique de subvention des herbicides destinée aux agriculteurs par un programme de lutte biologique, dans le cas de la lutte contre le cactus *Opuntia aurantiaca*, a permis de diminuer le coût du programme de lutte de plus de 80 %. De plus, les mesures de contrôle contre la « *Port Jackson willow* » (*Acacia saligna*), par des méthodes biologiques au lieu de méthodes mécaniques d'éradication, a permis un retour sur investissement de 800 dollars pour 1 dollar investi en recherche. Les rapports bénéfice / coût des programmes d'éradication dans les bassins versants sont compris entre 6/1 et 12/1, ceux associés aux plantations non valorisables économiquement entre 360 / 1 et 382 / 1. Pour lutter contre le « *Black wattle* » (*Acacia mearnsii*), le rapport est compris entre 2,4 et 7,5. La pertinence de ces travaux a cependant été fortement ébranlée par Simberloff (2002), qui montre qu'il s'agit d'une analyse coûts / bénéfices très incomplète puisqu'elle ne tient compte que des coûts correspondant aux stratégies qui auraient réussi.

Le coût total de contrôle des arbres et arbustes envahissants en Afrique du Sud est estimé par les auteurs à environ 1,2 milliards de dollars, c'est-à-dire environ 60 millions de dollars par an pendant les 20 années nécessaires au succès de cette politique. Avec des mesures de contrôle biologique, les coûts d'éradication mécanique peuvent être réduits à environ 400 millions de dollars, soit 20 millions de dollars par an. Pour étudier le rapport entre les coûts et les bénéfices des politiques d'éradication à l'échelle du pays, les auteurs citent plusieurs études de cas fournissant des valeurs de dommages causés par les espèces envahissantes (arbres et arbustes). Par exemple, les valeurs des récoltes baissent de 9,7 dollars à 2,3 dollars par hectare, et les valeurs d'usage récréatif passent de 8,3 dollars à 1 dollar par hectare, en cas d'invasion. De plus, la valeur de l'eau perdue suite aux invasions dans la région de la plaine d'Agulhas est estimée à environ 163 dollars par hectare, soit environ 3,2 milliards de dollars au total. S'il est difficile de fournir une valeur globale des dommages liés aux invasions, certains redressements au niveau national ou des chiffres partiels renseignent déjà sur l'ordre de grandeur de ces dommages. Ainsi, les pertes de valeur des aires protégées de « *fynbos* » (voir ci-dessus l'étude de Turpie et *al*., 2003) en Afrique du Sud (1 million d'ha) s'élèveraient à plus de 11 milliards de dollars, et les pertes engendrées par l'*Acacia mearnsii* à environ 1,4 milliard de dollars.

De Wit et ses collaborateurs (2001) ont effectué une analyse coût / bénéfices liée à l'introduction du « *Black wattle tree* », une espèce commerciale (voir plus haut), en incluant les bénéfices liés à son utilisation dans le secteur du bois, de l'énergie et de la construction. D'autres bénéfices sont liés à la séquestration du carbone et à la fixation de l'azote, et à son usage comme produit médical ou pour combattre l'érosion. La valeur nette actualisée des bénéfices s'élève à plus de 550 millions de dollars. Les impacts

négatifs de cette espèce, quant à eux, sont associés à la perte de biodiversité, à la réduction du débit des cours d'eau, à l'augmentation des risques d'incendie, à la pollution par les nitrates, à la perte de potentiel des pâturages et à divers coûts esthétiques (paysages). La valeur nette actualisée de ces dommages a comme borne inférieure 1 426 millions de dollars (en raison des pertes en eau de 577 millions de m^3 par an, et 1 million lié à l'augmentation du risque d'incendies). Les auteurs utilisent des enquêtes auprès d'experts en ce qui concerne les impacts environnementaux, auprès de la population de villages pour les bénéfices et coûts associés à l'espèce, et enfin auprès de syndicats de producteurs pour les bénéfices commerciaux. Le rapport bénéfices / coûts d'une politique de laisser-faire est compris entre 0,4 (pour la valeur nette actualisée, et la moyenne annuelle simple sur 20 ans) et 0,6 (pour la valeur de 1998). Une analyse de sensibilité est menée, afin d'évaluer ces rapports dans le cas de plusieurs politiques de contrôle. Cette analyse fait intervenir successivement plusieurs composantes ou paramètres dans la valeur nette actualisée. Par exemple, la valeur de la biodiversité et son taux de croissance, les bénéfices de la séquestration du carbone, et l'efficacité des agents de lutte biologique sont considérés. Dans le cas où seuls les bénéfices et les coûts quantifiables sont utilisés, le rapport bénéfices / coûts est compris entre 0,4 (scénario de laisser-faire) et 7,5 (pour une combinaison de contrôle biologique et d'arrachage mécanique, avec protection des plantations à faible coût par les exploitants). L'arrachage mécanique seul contribue à une valeur de ce rapport de 3,2. Ces valeurs ne peuvent bien sûr être comparées qu'en tenant compte des probabilités de succès, associées aux différentes stratégies de contrôle. Pour tous les scénarios de lutte, les valeurs du rapport entre les bénéfices et les coûts des politiques sont maximales lorsque la valeur de la biodiversité est prise en compte (estimation de 16,6 millions de Rand environ, avec un taux de croissance annuel de 5 %).

États-Unis

L'OTA (1993) étudie de façon détaillée les impacts des invasions biologiques aux États-Unis, et fournit des valeurs des rapports bénéfices / coût comprises entre 1 659 (pour les importations de bois sibérien) et 8,5 (pour l'*Alfalfa blotch leafminer*). Par comparaison, le « *Foot and mouth disease* » (la tremblante du mouton) est associé à un rapport de 25 et la « *Mediterranean fruitfly* » est associée à une valeur de 19,6.

Jetter et ses collaborateurs (2002) discutent de l'impact économique et sanitaire de l'invasion par les fourmis de feu aux États-Unis, et en particulier en Californie, depuis leur découverte dans cet État en 1997. L'établissement (naturalisation) et la propagation de l'espèce est favorisée par une température chaude et un degré d'humidité suffisant, ce qui implique des zones critiques caractérisées par de l'irrigation ou des aménagements résidentiels. Les auteurs considèrent les coûts induits par un probable établissement de l'espèce en Californie, en termes de dommages sur les cultures, sur la santé humaine et sur l'environnement, et parviennent à un intervalle de valeurs entre 3,9 et 9,9 milliards de dollars sur la période entière d'établissement (entre 387 et 989 millions de dollars par an). Ces coûts prévus sont proches, selon les auteurs, de ceux attendus concernant l'établissement de la « *Mediterranean fruit fly* ». Le chiffrage des dommages est effectué en se basant sur des observations pour d'autres États (au sud-est des États-Unis). Par exemple, en Caroline du Sud, le coût moyen annuel de l'invasion par foyer est estimé à 80 dollars ; transposé à la Californie, le coût total pour les ménages résidentiels est compris entre 342 et 885 millions de dollars. Les coûts liés à l'invasion sur le secteur agricole (incluant l'élevage), sur la base de données pour des

États comme l'Arkansas et la Floride, sont compris entre 387 et 989 millions de dollars. Ces dommages incluent les pertes de chiffre d'affaires, les dégâts causés aux installations, le coût des stratégies privées de lutte (environ 55 dollars par acre pour les coûts d'application d'insecticides) et les coûts induits par des mesures de quarantaine (stockage du foin, par exemple). Cependant, l'ensemble de ces coûts ne comprend pas les pertes de biodiversité, par manque de données fiables. La somme des dommages futurs est actualisée, avec un taux d'escompte de 7 %, et dans l'hypothèse que l'invasion sera maximale en 10 ans si les programmes de lutte actuels s'arrêtent.

Le coût total du programme de lutte mis en place à la date de l'article (début 2002) est évalué à environ 65,4 millions de dollars, financé par les contribuables et le secteur horticole. Ce chiffre correspond à la valeur nette actualisée des coûts sur une période de 10 ans (incluant les coûts de conformité aux mesures de quarantaine, évalués à 1,5 millions de dollars par an). Les auteurs insistent sur le fait que le programme a une probabilité non nulle d'échec, ce qui impose de considérer des coûts et des bénéfices en espérance. Ils estiment ainsi que le rapport bénéfices sur coûts sera plus grand que 1 si la probabilité de succès du programme d'éradication dépasse 1,67 % pour la borne inférieure et 0,65 % pour la borne supérieure des dommages espérés ci-dessus.

Pays-Bas

Nunes et van den Bergh (2004) infèrent le coût maximal du programme de restauration ou de préservation qui serait compatible avec un ratio bénéfices / coût supérieur à 1, étant donné leurs estimations des dommages. Les auteurs utilisent une approche d'évaluation contingente (Thomas et Gozlan, ce volume) pour estimer la valeur sociale de la préservation de la qualité de l'eau littorale aux Pays-Bas. Plus précisément, les auteurs mènent une enquête auprès d'une population de visiteurs pour évaluer le degré de participation financière éventuelle à un programme de restauration, suite à une invasion d'algues (par les ballasts en mer du Nord). Le vecteur de paiement consisterait en un système de taxe uniforme au niveau national, excluant par conséquent un droit d'entrée sur le(s) site(s). Des données sur le coût des trajets vers le lieu de villégiature (et de parking) sont également utilisées pour mener une analyse par la méthode des coûts de transport (Thomas et Gozlan, ce volume). Cette méthode permet d'évaluer les dommages subis par la population visitant les stations et les sites côtiers. Le consentement à payer pour un programme de préservation de la qualité de l'eau s'élève à 76,2 euros par an (écart-type de 15,42 euros), et la perte occasionnée par individu, liée à la non-fréquentation du site, à 55 euros par an. En conséquence, les auteurs, qui possèdent des estimations sur les dommages occasionnés par une invasion biologique particulière ainsi que sur les montants que la société est prête à financer, concluent qu'un projet coûtant moins de 225 ou 326 millions d'euros (dépendant des hypothèses de calcul) est pertinent du point de vue de l'analyse coût / bénéfices.

Application : l'introduction volontaire d'une plante ornementale

Pour cet exemple, supposons qu'une plante ornementale représente une probabilité p d'envahir l'environnement si elle est commercialisée dans le pays. Le fait d'interdire les ventes entraîne une baisse de surplus collectif S2 < S1 (une évaluation précise de la variation de surplus S1-S2 consécutive à l'interdiction devrait tenir compte des plantes autorisées représentant un substitut possible pour les acheteurs), mais permet, si l'interdiction est respectée, d'éviter une invasion dont l'impact

environnemental actualisé est évalué à (une perte) *E1*. La proportion de pépiniéristes qui ne respectent pas l'interdiction est estimée à *q*.

Lorsqu'une partie des pépiniéristes ne respecte pas l'interdiction, le surplus collectif *S3* est compris entre *S1* et *S2* (par simplification, on suppose que la probabilité d'invasion reste la même quel que soit le nombre de vendeurs commercialisant la plante).

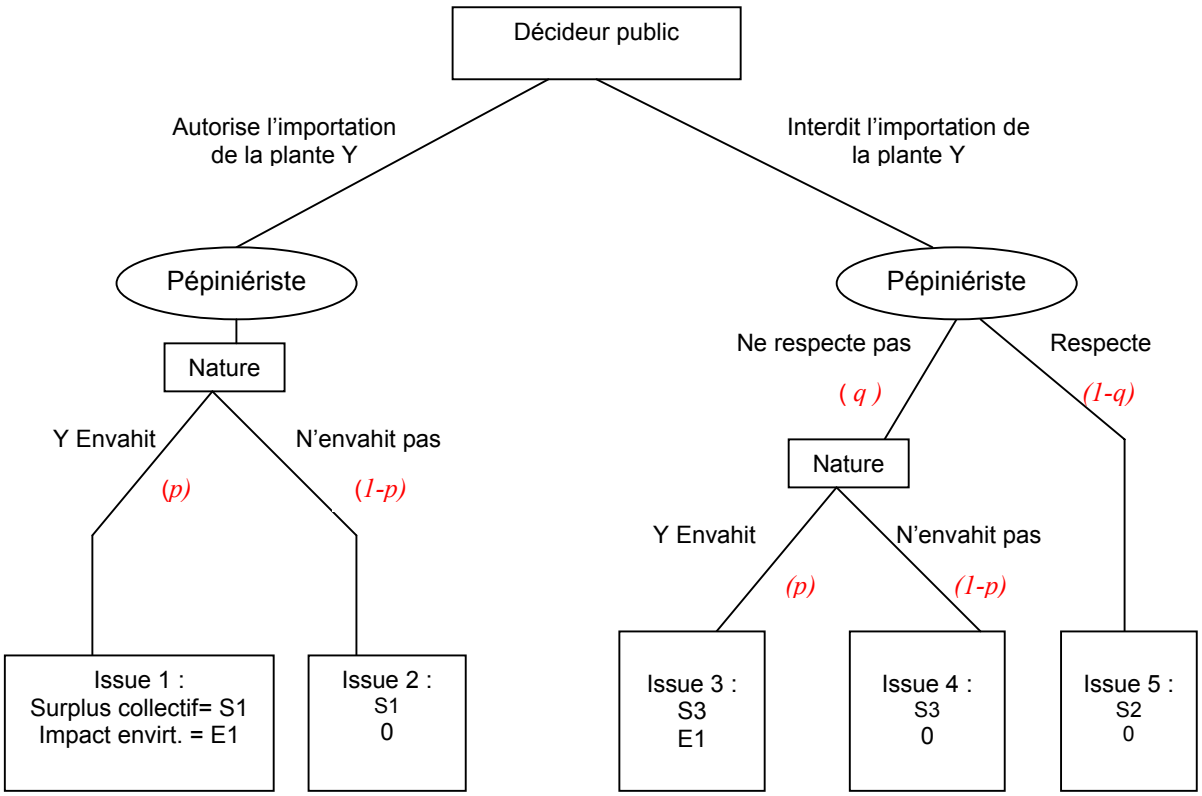
Le décideur choisit l'alternative correspondant à l'espérance de bien-être collectif la plus élevée, c'est-à-dire :

$W_a = p*(S1-E1) + (1-p)*S1 = S1 - p*E1$, s'il autorise.

$W_i = q*[p*(S3-E1) + (1-p)*S3] + (1-q)*S2 = q[S3 - p*E1] + (1-q)*S2$, s'il interdit.

Le résultat de l'analyse coûts / bénéfices dépend ici du niveau de respect de la réglementation : si la proportion de pépiniéristes qui commercialiseraient la plante malgré l'interdiction est inférieure à un certain seuil $q \leq (p*E1+S2-S1) / (p*E1+S2-S3)$, alors l'interdiction est socialement souhaitable.

Figure 3 : Arbre de décision - bénéfices de l'autorisation d''importer une plante potentiellement envahissante



L'intérêt de cette illustration est de souligner qu'au-delà des coûts et des bénéfices qu'une politique de contrôle des risques permet d'espérer, l'efficacité de toute mesure dépend de sa mise en oeuvre effective, c'est-à-dire des incitations qu'ont les

individus concernés à modifier leurs habitudes ou comportements. Ces incitations traduisent les **coûts et bénéfices individuels liés à un changement de comportement** (même si des facteurs socio-culturels peuvent entrer en ligne de compte). Le fait de ne pas les prendre suffisamment en considération peut mener à l'échec de mesures qui paraissaient pourtant bien conçues.

L'échec de la campagne d'éradication du « *bunchy top* » en Nouvelle-Calédonie en 1999-2001 en est une bonne illustration : malgré des conditions qui semblaient permettre de se débarrasser rapidement de la maladie en détruisant les bananiers infectés, ainsi que les bananiers sains dans un certain rayon autour des souches malades, les résultats ont été extrêmement décevants. Il est certain que la population n'a pas joué le jeu, en signalant peu les cas d'attaques, voire en faisant obstruction à l'accès des équipes d'éradication sur les terrains privés (Béligon, 2001). Or, parmi les raisons qui permettent d'expliquer cet échec, il semble que les incitations individuelles à favoriser l'élimination de ces plants malades aient été assez faibles : l'indemnisation par souche était considérée comme faible. En effet, une période de « vide sanitaire » était imposée avant de pouvoir replanter, et les familles victimes de destruction étaient dans l'incertitude concernant les conditions auxquelles elles pourraient se procurer de nouveaux plants sains (devraient-elles les acheter, et à quel prix ?). De plus, les destructions même indemnisées les privaient durablement d'un aliment ayant une part importante dans la ration alimentaire (Alliance, Questions au Gouvernement, 2001). Si en plus on prend en considération le fait que dans les zones de « forte infection », 97 à 99 % des bananiers étaient sains, et que les bananes de pieds infectés ne présentent aucun danger pour la consommation humaine, il est certain que les coûts de participation au programme d'éradication ont pu paraître considérables aux familles concernées, et en tout cas plus élevés que le montant de l'indemnisation offerte.

Cet exemple illustre l'importance d'une réflexion plus approfondie sur les effets socio-économiques des politiques d'éradication (et de lutte contre les espèces envahissantes, en général) ainsi que sur le partage des coûts induits par ces dernières. Le caractère incitatif des mesures (les primes versées dans l'exemple du « *bunchy top* ») est un aspect majeur du succès de toute politique environnementale. De plus, l'intégration de l'ensemble des coûts indirects sur une période plus longue (impossibilité de replanter, pas de substituts directs pour ces productions) ne doit pas être négligée. Il semble ainsi que le partage des coûts était relativement défavorable aux ménages producteurs, une fois que l'ensemble des composantes étaient intégrées dans le calcul. La section suivante présente une discussion sur le partage des coûts.

Discussion sur le partage des coûts entre les parties prenantes

Qui supporte les coûts des invasions biologiques ?

Les coûts engendrés par les espèces envahissantes et leur contrôle sont sans conteste élevés mais la perception de qui les supporte réellement reste souvent diffuse :

– Les coûts environnementaux sont supportés par la société, mais plus spécifiquement par les communautés locales ainsi que par un certain nombre

d'individus (par exemple, des touristes) retirant un bénéfice de la fréquentation des écosystèmes concernés.

– Les dommages aux cultures / maladies du bétail sont supportés directement par les agriculteurs, qui en général payent également des traitements sanitaires et phytosanitaires nécessaires.

– Le partage des coûts des mesures préventives (inspections et quarantaines) varie d'un pays à l'autre. Aux États-Unis, sur un budget de 590 millions de dollars consacré en 2000 à ces mesures, 141 millions provenaient de taxes prélevées sur les usagers (importateurs, transporteurs, affréteurs et voyageurs), et le reste, provenant de fonds publics votés par le Congrès, était donc à la charge du contribuable (Mumford, 2002). Une évaluation récente du système d'inspection français par l'Union européenne souligne qu'aucune charge n'est prélevée auprès des usagers pour l'analyse phytosanitaire des échantillons dans les ports et les aéroports, même si cette possibilité est autorisée par le Code rural.

– Le coût des « effets de marché » des réglementations (normes sanitaires, quarantaine, etc.) est plus difficile à établir. En première approche, les producteurs étrangers supportent le coût de mise en conformité avec les normes d'importation locales : Mumford (2002) estime, par exemple, que la réglementation imposant le traitement souvent obligatoire des palettes en bois (par la chaleur ou par du méthylbromide) coûte entre 3 et 27 dollars par palette, et leur remplacement par des palettes en plastique est encore plus coûteux (60 dollars pour une palette en plastique contre 9 pour celle en bois). Mais une partie de ces coûts est probablement reportée sur les prix, de sorte que le surplus des consommateurs domestiques est également réduit. Quant aux mesures de quarantaine, elles sont clairement bénéfiques aux producteurs domestiques, préservés de la concurrence d'importations étrangères, tandis que les consommateurs domestiques supportent le coût de ces prix plus élevés sur le marché domestique.

Contribuables / société, usagers, consommateurs, producteurs, peuvent donc être amenés à supporter une partie des coûts liés aux invasions biologiques. La possibilité d'effectuer une répartition efficace de ces coûts entre les diverses parties prenantes est une question relevant de l'économie politique.

Qui doit payer les coûts des invasions biologiques ?

La question du partage des coûts n'est pas simplement un problème éthique ou philosophique, le laisser-faire ayant pour conséquence que les victimes (communautés locales, agriculteurs) supportent des dommages sur lesquels ils n'ont pas de prise. L'enjeu d'une intervention publique efficace est de modifier le partage des coûts afin que les pollueurs aient une réelle incitation à tenir compte (internaliser) ces coûts sociaux. Les instruments économiques de type taxe pigouvienne ou responsabilité civile / environnementale visent précisément à internaliser les effets externes.

La spécificité des dommages environnementaux (victimes susceptibles de se plaindre mal identifiées, difficulté à contrôler les efforts de prévention) plaide généralement pour une règle de responsabilité environnementale stricte, c'est-à-dire où le pollueur (par exemple, un transporteur) est tenu pour responsable des dommages et de la restauration

des milieux, quels qu'aient été ses efforts préventifs. Cette règle présente l'avantage d'être fortement incitative (si le montant des dommages est élevé, le transporteur préférera augmenter ses dépenses de prévention que payer la pénalité), mais également de dégager les ressources pour la restauration des milieux. En pratique, son efficacité peut être limitée par deux éléments : la « traçabilité » du dommage (la condamnation n'est possible que si la responsabilité du transporteur est établie, or, déterminer la provenance d'une espèce introduite peut s'avérer difficile), et la solvabilité du pollueur. En effet, la menace de la pénalité n'est incitative que si le pollueur sait qu'il dispose effectivement des ressources financières pour la compensation, ce qui est le cas pour un nombre réduit de vecteurs d'introduction d'EE, tels que les minéraliers, et les compagnies multinationales (à condition qu'elles n'aient pas délégué l'activité à risque à une filiale).

Le principe pollueur-payeur peut également être mis en oeuvre par des taxes sur un certain nombre d'activités à risque : les taxes présentent l'avantage d'être payées avant la survenue du dommage, et leur montant est sans commune mesure avec la valeur du dommage, permettant de faire porter ce coût supplémentaire à l'ensemble des individus susceptibles de véhiculer des espèces envahissantes, qu'il s'agisse de transport de marchandises (importateurs, même modestes) ou de passagers (touristes). Ces mesures, si elles permettent un partage plus équitable des coûts et une réduction des activités à risque (le tourisme ou l'importation devenant plus chers), sont cependant à utiliser avec précaution dans la mesure où elles n'ont pas d'effet incitatif direct (la taxe est payée qu'il y ait une introduction d'espèce ou pas) mais peuvent avoir des effets de marché importants. L'objectif pourrait être de trouver un niveau de taxe qui ne décourage pas le commerce, ni le tourisme, tout en permettant de générer des revenus permettant de contribuer au financement des mesures d'inspection, de prévention et de contrôle (Jenkins, 2002).

Dans le prolongement de cette idée, plusieurs auteurs rappellent qu'en cas d'invasion, une réaction d'éradication rapide permet d'éviter des coûts de contrôle bien plus élevés par la suite (chaque dollar dépensé en intervention précoce permettrait d'en économiser 17 par la suite). Or, bien que moins coûteuses, les mesures d'intervention précoce nécessitent des fonds qui ne sont pas toujours disponibles rapidement. Perrings et ses collaborateurs (2000) suggèrent de s'inspirer de l'expérience des catastrophes pétrolières et d'alimenter, par un système de taxes sur les activités à risque, un fonds d'urgence destiné à être utilisé en cas de pollution biologique.

Costello et McAusland (2003) soulignent que les invasions biologiques constituent peut-être la seule externalité des échanges internationaux qui ne puisse pas être contrôlée autrement que par une réduction de ces échanges, ce qui plaide encore pour une taxe. McAusland et Costello (2004) analysent des politiques combinant deux mesures : tarifs et inspections à la frontière, dans le cas des invasions involontaires. Ils montrent qu'une politique optimale consiste à calculer une taxe pigouvienne consistant en : 1) une contribution correspondant au dommage marginal de l'introduction pour les espèces non détectées, et 2) une composante correspondant aux coûts d'inspection.

Ainsi donc, une politique de taxation appuyée sur une assiette suffisamment large et alimentant un fonds pour « calamités naturelles » permettrait en définitive d'assurer un certain recouvrement des coûts, au détriment du caractère incitatif habituellement associé à une taxation selon le principe pollueur-payeur. Rappelons à cet égard que des systèmes dans lesquels le niveau de la taxe est délibérément fixé à un

niveau sub-optimal respectent bien le principe pollueur-payeur, mais non le principe de la taxation pigouvienne : les contributeurs aux dommages environnementaux sont bien identifiés et taxés, mais à un niveau insuffisant pour les inciter à internaliser entièrement les effets externes liés à leur activité. L'autre avantage de ce système réside dans la possibilité d'apprentissage de la part des parties prenantes (y compris l'administration en charge de la taxation), le niveau de taxe pouvant s'adapter graduellement en évitant les effets trop brusques associés à l'introduction de nouveaux systèmes de taxe. Ceci constitue donc une option de politique environnementale très intéressante pour des pays en développement ou pour des régions de handicap naturel.

Suggestions pour la Nouvelle-Calédonie

Au vu des considérations d'ordre économique présentées ci-dessus, nous proposons à présent un ensemble de suggestions dans le cas des politiques de prévention et de lutte contre les espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie. En prenant comme base l'analyse coûts / bénéfices, on cherchera tout d'abord à décliner les différentes informations nécessaires à l'identification des différentes composantes du rapport entre le bénéfice attendu des politiques d'une part, et les coûts de ces politiques d'autre part.

Comment conduire une analyse coûts / bénéfices intégrant différents scénarios d'introduction ?

Le point fondamental à l'origine de toute analyse coûts / bénéfices est la définition des politiques envisagées, à mettre en regard de scénarios d'évènements probables. Ces scénarios peuvent être probabilisables ou non, et ils correspondent dans notre cas à des intensités plus ou moins fortes d'établissement ou de propagation des espèces déjà introduites, ou à des probabilités plus ou moins importantes d'introduction de nouvelles espèces envahissantes (Thomas et *al*., Question 3 dans ce volume).

Un autre aspect du problème est le caractère multi-formes des invasions : s'agissant d'espèces diverses à des stades d'établissement différents ou caractérisés par des probabilités variées, il est délicat de proposer une politique unique. Il est vraisemblablement plus judicieux d'envisager une combinaison d'instruments de politique environnementale, mieux à même de correspondre plus efficacement aux différentes atteintes associées aux différentes espèces. Ceci est d'autant plus important que certaines politiques peuvent servir de support au financement d'instruments parallèles. Ainsi, par exemple, les revenus d'une taxe sur les importations (ou pour les passagers) peuvent alimenter le budget des services d'inspection et de quarantaine.

Le tableau 3 fournit le croisement entre les différentes politiques de prévention et de lutte, en regard de scénarios envisageables.

Tableau 3 : Politiques de lutte contre les espèces envahissantes et scénarios

	Mesures	
	Dommage espéré faible	**Dommage espéré élevé**
Espèce non encore introduite	- Certification - Inspections douanières	- Fonds de responsabilité - Taxe sur les importations - Quarantaine
Espèce introduite et établie	- Adaptation - Surveillance - Campagnes de sensibilisation	- Fonds de solidarité - Taxe sur les plantes ornementales
Espèce établie et envahissante	- Adaptation	- Eradication (lutte biologique, mécanique, chimique)

Trois éléments du tableau 3, les fonds de responsabilité et de solidarité, et la taxe sur les plantes ornementales, méritent les commentaires qui vont suivre.

Le premier, le **fonds de responsabilité**, concerne les exportateurs de marchandises ayant fourni un certificat phytosanitaire préalable ; le fonds est alors alimenté par des versements préalables à l'importation, en proportion de la valeur des produits concernés. En cas d'introduction avérée, lors d'une inspection ou encore *ex post*, si la preuve peut être apportée que les espèces proviennent d'un exportateur particulier, la cotisation n'est pas remboursée au contributeur. Ce fonds fonctionne donc comme une garantie fortement incitative pour l'exportateur, dans le cas notamment où la procédure de certification n'est pas totalement efficace. Ce type de mesures appartient à la catégorie d'approches fondées sur la responsabilité stricte ou non-limitée (Mumford, 2002). Elle pose cependant le problème de la preuve, comme discuté plus haut. Ce type de mesures est discuté dans Thomas et Randall (2000) par exemple, où les auteurs proposent un schéma plus sophistiqué selon lequel les exportateurs proposent un montant de cotisation dès le départ. Ce dernier sert alors de signal aux pouvoirs publics quant au risque potentiel associé au produit importé. En terme d'efficacité environnementale, ce système présente un grand avantage car les fonds, parfois importants, sont immédiatement disponibles pour appuyer une politique de quarantaine ou d'inspection plus poussée, ou même pour financer des mesures d'éradication. Même si ces fonds doivent à terme être remboursés (sauf aux exportateurs pris en défaut), le système fonctionne comme une source de crédit permanent intéressant dans le cas où les sources de financement public sont limitées.

Le **fonds de solidarité**, quant à lui, est un instrument associé à une responsabilité partagée, et est dédié à la lutte contre les espèces déjà introduites. Pouvant être alimenté à la fois par les pouvoirs publics et par les autres parties prenantes (importateurs, certaines catégories de producteurs locaux), il permet de recouvrir partiellement les coûts de campagnes d'éradication et de sensibilisation / communication (Thomas et *al*., Question 3 dans ce volume). Contrairement au fonds de responsabilité, le fonds de solidarité ne possède aucun caractère incitatif.

Enfin, la **taxe sur les plantes ornementales** constitue un exemple de taxe pigouvienne un peu particulière, dans la mesure où l'assiette repose sur le secteur du commerce local, à la différence de la taxe sur les importations. Cette taxe intègre explicitement le fait que les dommages liés à la naturalisation ou à la propagation de ces espèces (plantes ornementales) proviennent des bénéfices engendrés par le commerce de ces dernières pour ce secteur. Celui-ci n'intègre pas les coûts environnementaux et

Retour au Sommaire

économiques consécutifs à la diffusion des espèces dans le milieu. Un problème particulier est posé par la fourniture de graines et semences par courrier postal, à destination de particuliers et de jardineries / pépiniéristes. Dans le secteur commercial, les taxes peuvent être assises sur les importations ou, si ces dernières sont difficiles à contrôler, sur le chiffre d'affaires. Le choix entre ces deux systèmes de taxation repose en fait sur la capacité des autorités à superviser, par des moyens techniques adéquats, les envois par courrier postal, ce qui implique la comparaison des contenus avec les déclarations fournies par l'exportateur (l'expéditeur). Le développement très rapide des ventes sur Internet rend en effet cette vérification indispensable. Si, par contre, les moyens techniques et humains font défaut, il convient alors de pratiquer une politique de taxation « indirecte », basée sur une variable *a priori* fortement corrélée au volume importé, à savoir le chiffre d'affaires. Une telle mesure est de second rang car elle induit de fortes distorsions, pénalisant les importateurs commerciaux et privilégiant les espèces locales et non celles importées. Dans le cas des particuliers, en revanche, seule la politique de détection est envisageable, accompagnée d'une campagne d'information.

En ce qui concerne les introductions, chaque politique pourra être déclinée en fonction des vecteurs et voies d'accès associés (taxes sur les importations et quarantaine par exemple) et des espèces recherchées (certifications, inspections). Par contre, les mesures consistant à établir un fonds de solidarité / responsabilité ou à instaurer une taxe sur les importations ne dépendent pas *a priori* d'une espèce particulière. Pour les espèces déjà introduites, les mesures doivent être conduites en fonction des espèces repérées (cas de la surveillance et des campagnes de sensibilisation).

Si l'objectif global de la politique publique consiste à lutter contre de nouvelles invasions, tout en éradiquant ou en s'adaptant aux espèces introduites et établies, la question essentielle est alors de réaliser un arbitrage entre les politiques « traditionnelles » de prévention (mesures aux frontières, quarantaine, etc.) et les nouvelles mesures (taxes spécifiques, fonds de responsabilité). La probabilité d'invasion peut être significative pour certaines voies d'accès, ou *pathways*, étant donné les caractéristiques locales et le dommage espéré élevé (Thomas et *al*., Question 3 dans ce volume). De nouvelles mesures de politique environnementale devraient alors être envisagées, comme celles décrites plus haut (fonds de responsabilité, taxe pigouvienne).

Une fois la panoplie de politiques retenues, sur une base de faisabilité « technique » et juridique / administrative, il reste à évaluer leur coût, à la fois en moyenne annuelle pour les premières années du programme, et selon la formule de la valeur nette actualisée. Ces sommes totales devront ensuite être comparées aux bénéfices attendus, en termes de préservation de l'écosystème local et des différentes valeurs d'usage, notamment. Dans chaque cas (politique unique ou combinaison d'instruments utilisés conjointement), des scénarios seront envisagés, selon notamment le degré d'importance des dommages environnementaux et socio-économiques. Il n'est pas réellement utile à ce stade de considérer des scénarios différenciés selon la probabilité d'invasion, dans la mesure où la seule quantité importante au final est le **dommage espéré**, obtenu comme combinaison d'un dommage estimé et d'une probabilité d'occurrence. Par contre, la probabilité de succès de la politique doit être considérée, car elle détermine au final le **dommage évité** qui doit être comparé au coût des mesures.

Où trouver les données ?

Les données nécessaires à la construction de l'indicateur, constitué du rapport bénéfices sur coûts des politiques, sont de nature et de provenance multiples. Les exemples de la littérature présentés ci-dessus donnent un aperçu de la pratique courante en la matière. Une première série de données concerne les dommages (exprimés en termes monétaires) engendrés par les espèces envahissantes sur le milieu. Des enquêtes auprès d'experts scientifiques et d'associations professionnelles peuvent être utilisées pour réduire le coût d'acquisition de ces informations. Deux cas sont possibles :

1) Les coûts des dommages sont directement évalués (par enquête notamment). Il convient alors de vérifier l'exhaustivité des composantes du coût total pour la société (producteurs, ménages, biodiversité).

2) Les coûts des dommages ne peuvent pas tous être évalués directement. On procède alors à une évaluation à partir de la valeur actuelle des ressources naturelles utilisées, à laquelle on affecte un coefficient de perte probabilisé lié aux invasions biologiques. Dans le cas du secteur agricole par exemple, les surfaces utilisables concernées par les invasions sont retirées, et/ou les pertes de rendement sont estimées.

Dans le premier cas, des enquêtes de terrain peuvent être appuyées par la revue de la littérature lorsque les espèces potentiellement invasives sont inconnues sur le territoire. Dans le second, des données publiques, géographiques et économiques (production, consommation) sont disponibles en Nouvelle-Calédonie, avec un degré de précision suffisant.

Deux facteurs sont particulièrement importants à prendre en compte. Tout d'abord, la valeur de la biodiversité potentiellement perdue est très difficile à évaluer, et cette information est probablement la plus coûteuse à obtenir, tout en étant la plus imprécise au final. Il est alors intéressant de retenir plusieurs niveaux dans le calcul des dommages, avec ou sans cette valeur de biodiversité. Ensuite, lors du calcul des pertes subies par le secteur productif, il ne faut pas inclure les coûts déjà existants de protection ou de lutte, dans la mesure où ils sont concurrents des politiques envisagées. Par contre, comme mentionné plus haut, ces dépenses (d'ordre privé, dans leur majorité) renseignent sur le niveau des dommages subis.

La seconde série de données est relative au coût des politiques. Les données dans ce cas peuvent évidemment provenir des systèmes existants en ce qui concerne les inspections et les procédures douanières (quarantaine), éventuellement adaptées aux nouveaux niveaux de protection souhaités. Les coûts des mesures d'éradication et de surveillance procèdent du même ordre, la littérature fournissant des exemples parfois très précis en la matière (frais de personnel supplémentaires, équipements, amortissement des installations). Il convient en outre, dans le cas de nouveaux instruments, tels que les taxes pigouviennes et les fonds de solidarité / responsabilité, d'intégrer dans le coût des politiques l'impact attendu sur le consommateur final (effets marchands des politiques). Une mesure de variation du bien-être peut être obtenue relativement facilement à partir de l'intégration d'une fonction de demande pour les biens importés, notamment. Des observations plus nombreuses sur les quantités et les prix des biens marchands affectés par ces politiques sont alors nécessaires, à un coût réduit. Enfin, il existe de nombreux travaux empiriques sur la question de l'impact de

politiques fiscales et tarifaires sur le bien-être des consommateurs, et ceci pour la plupart des pays (industrialisés ou non).

Quels coûts pour quelle politique

Les politiques identifiées à la section 5.1 impliquent des coûts extrêmement variés dans leur magnitude et dans les contributeurs. Comme mentionné plus haut, les instruments incitatifs, telles les taxes pigouviennes, conduisent à des coûts répercutés sur le consommateur final, le coût direct pour les pouvoirs publics étant très limité. De plus, des diversions de flux commerciaux sont à attendre si ces taxes ne sont pas uniformes. A moins d'évoquer des clauses de sauvegarde particulière, il n'est pas possible de taxer de façon différenciée en fonction de la provenance (des mêmes produits issus de différents pays et appartenant à une même zone douanière, telle que l'Union européenne, par exemple). Par contre, des taxes différenciées par type de produit sont plus aisées à mettre en œuvre. En ce qui concerne les politiques d'inspection et de quarantaine, des investissements importants seraient à attendre en Nouvelle-Calédonie, en termes d'équipements mais aussi et surtout de formation des personnels. Il est plus aisé de chiffrer les variations de coût attendues de l'instauration d'une politique étendue (cas des mesures avant ou à la frontière) par rapport à la situation initiale, même si les coûts environnés (*overhead costs*) doivent être pris en compte. La voie d'accès « postale », associée à la forte progression des ventes sur Internet, a été identifiée à la Question 3 (voir probabilités d'invasion ; Thomas et *al.*, ce volume) comme l'un des risques majeurs pour l'introduction de graines et de semences, notamment, utilisées dans le secteur des jardineries et des pépiniéristes, mais aussi de la part de particuliers. Un investissement important dans la détection (rayons X, formation du personnel) est à attendre si le développement de cette stratégie de prévention est retenu. Il est par contre plus difficile d'envisager une contrepartie, permettant de faire payer directement les expéditeurs, afin de financer les équipements et les dépenses en personnel nécessaires. Dans ce cas, les importateurs devront s'acquitter d'une taxe (pigouvienne, par exemple), quel que soit leur vecteur d'approvisionnement. Bien entendu, les particuliers étant plus difficilement contrôlables que les importateurs « officiels » (voir plus haut), leur contribution devra s'appuyer sur une détection à l'arrivée des courriers, suivie d'une vérification des déclarations d'importation dans le pays.

Les politiques d'éradication sont probablement les plus coûteuses, et aussi les plus incertaines. Une étude du CIRAD sur l'île de la Réunion fournit quelques éléments chiffrés dans le cas de l'arrachage du longose (*Hedychium gardnerianum*), espèce originaire de l'Himalaya et faisant l'objet d'arrachage depuis 10 ans par l'ONF. Deux-cent trente jours par homme sont ainsi nécessaires pour arracher 70 tonnes de longose sur 1 hectare envahi, pour un coût estimé de 21 315 euros par hectare. Les politiques basées sur des contrôles biochimiques, ou surtout biologiques, permettent de réduire les coûts de l'éradication de façon parfois importante (cas en Afrique du Sud, notamment).

Il est plus difficile d'évaluer les coûts d'adaptation, dans la mesure où ceux-ci doivent être calculés sur un horizon temporel plus long, et comporter des mesures adaptées en fonction du milieu. Il en est de même pour les mesures relatives aux campagnes de sensibilisation et d'information, menées sur le long terme, dans le cas des espèces installées.

De nombreux facteurs plaident pour l'instauration d'une politique cohérente et soutenue de prévention, plutôt que des politiques de contrôle et d'éradication *ex post*. Pour aller dans ce sens, les coûts associés aux mesures avant, et à la frontière, doivent être mesurés avec le plus de précision. Dans le cas de la taxe sur les passagers, cette politique peut entraîner comme coût indirect une diversion des arrivées vers d'autres zones touristiques (archipels du Pacifique Sud, par exemple). Il est important de souligner qu'une telle mesure doit être accompagnée d'une campagne d'information sur la valeur de la biodiversité en Nouvelle-Calédonie, comme motivation majeure des séjours touristiques. Ce faisant, la politique de taxation renseigne par son intensité sur l'un des atouts de l'archipel néo-calédonien.

L'exemple de la fougère arborescente d'Australie (A. Sheppard, communication personnelle)

La fougère arborescente d'Australie (*Cyathea cooperi*, parfois appelée *Sphaeropteris cooperi*) est une espèce extrêmement envahissante, en particulier dans l'archipel d'Hawaii. L'intérêt pour cette espèce végétale de la part des jardineries de Nouvelle-Calédonie provient de sa croissance très rapide. Ce facteur semble l'un des seuls avantages par rapport à des espèces locales comparables. La rentabilité liée à des rendements d'échelle dans les activités de production (stade final) et de distribution est donc vraisemblablement importante. Le risque est donc grand de voir cette espèce importée de façon significative de pays comme la Thaïlande, où l'existence de parasites et d'insectes est importante. Étant donné la difficulté d'appliquer une taxe différenciée sur cette provenance, il reste la possibilité de lever une taxe spécifique sur ce type d'importations, accompagnée d'une taxe directe sur les ventes en jardineries. Si la taxe, de plus, est forfaitaire plutôt que proportionnelle à la valeur (*ad valorem*), le différentiel de rentabilité entre les importations en provenance de pays comme la Thaïlande et d'autres pays plus coûteux pourra être plus réduit encore. Des données sur les ventes de fougères arborescentes peuvent aisément être obtenues, ce qui permettrait d'évaluer le degré de substituabilité entre cette espèce et des produits concurrents. Dans ce cas, il n'est pas obligatoirement nécessaire de comparer le coût de la politique de prévention / taxation avec d'autres mesures liées à l'éradication. Une analyse coûts / bénéfices peut en effet se limiter dans ce cas à une comparaison de mesures avant, ou à la frontière, avec une politique de taxation des produits après leur importation.

Bibliographie

ALLIANCE, 2002 - *Bunchy-top, Questions au Gouvernement : changez de méthodes et repensez la stratégie*. Libre expression. En ligne [http://www.librex.nc/article.php?sid=128]

ARMSWORTH P.R., KENDALL B.E., DAVIS F.W., 2004 - An Introduction to Biodiversity Concepts for Environmental Economists. *Resource and Energy Economics,* 26(2): 115-136.

ARROW K.J., FISHER A.C., 1974 - Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 88(2): 312-319

BOARDMAN A., GREENBERG D., VINING A., WEIMER D., 1996 - *Cost-benefit analysis: concepts and practice.* Upper Saddle River, New Jersey, Prentice-Hall Inc., 493 p.

BORN W., RAUSCHMAYER F., BRÄUER I., 2004 - *Economic evaluation of biological invasions : a survey*. UFZ Center for environmental research Leipzig-Halle GmbH. UFZ-Discussion Papers, 30 p.

BROCK W.A., XEPAPADEAS A., 2003 - Valuing Biodiversity from an Economic Perspective: A Unified Economic, Ecological, and Genetic Approach. *American Economic Review*, 93(5): 1597-1614.

CHICHILNISKY G., HEAL G. (eds), 2000 - *Environmental markets; equity and efficiency*. New York, Columbia University Press, 298 p.

COSTELLO C., MCAUSLAND C., 2003 - Protectionism, Trade, and Measures of Damage from Exotic Species Introductions. *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4): 964-975.

DE WIT M. P., CROOKES D. J., VAN WILGEN B.W., 2001 - Conflicts of Interest in Environmental Management: Estimating the Costs and Benefits of a Tree Invasion. *Biological Invasions,* 3(2): 167-178.

GOZLAN E., MARETTE S., *sous presse* – « Aspects économiques de la gestion du risque ». *In* Feinberg M., Bertail P., Tressou J., Verger Ph. (eds): *Analyse des Risques Alimentaires*. Lavoisier Tec & Doc.

GRIFFITHS D.W., SCHLOESSER D.W., LEACH J.H., KOALAK W.P., 1991 - Distribution and dispersal of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes Region. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*, 48(8): 1381-1388.

GROVES R.H., HOSKING J.R., 1997 - *Recent incursions of weeds to Australia 1971-1995*. Adelaide, Australie, Cooperative Research Centre for Weed Management Systems, Technical Series N° 3, 74 p.

GUESNERIE R., 2004 - Calcul économique et développement durable. *Revue économique*, 55(3) : 363-382

HAMPICKE U., 1999 - The Limits to Economic Valuation of Biodiversity. *International Journal of Social Economics*, 26(1): 158-173.

HEAL G., 1993 - *Valuing the Very Long Run: Discounting and the Environment*. Columbia PaineWebber Working Paper Series in Money, Economics and Finance: PW-93-04, 11 p.

HEAL G., 1994 - *Markets and Biodiversity*. *Columbia University, PaineWebber Working Paper Series in Money, Economics, and Finance: PW/95/17*: 8 p.

HEAL G., 2004 – « The Meaning of Value and Use of Economic Valuation ». *In Valuing Ecosystem Services: Towards Better Environmental Decision-Making.* Washington, D.C., National Academic Press : 33-58.

JENKINS P.T., 2002 - Paying for the Protection from Invasive Species. *Issues in Science and Technology Online, Fall 2002:* 67-72.

JETTER K.M., HAMILTON J., KLOTZ J.H., 2002 - Red imported fire ants threaten agriculture, wildlife and homes. *California Agriculture* 56(1): 26-34.

KASSAR I., LASSERRE P. 2004 - Species Preservation and Biodiversity Value: A Real Options Approach. *Journal of Environmental Economics and Management,* 48(2): 857-879.

KHALANSKI M. 1997 - Industrial and ecological consequences of the introduction of new species in continental aquatic ecosystems: the zebra mussel and other invasive species. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 0(344-345): 385-404.

MCAUSLAND C., COSTELLO C., 2004 - Avoiding invasives: trade-related policies for controlling unintentional exotic species introductions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48(2): 954-977.

MUMFORD J.D., 2002 - Economic issues related to quarantine in international trade. *European Review of Agricultural Economics,* 29(3): 329-348.

NUNES P.A.L.D., VAN DEN BERGH J.C.J.M., 2004 - Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands. *Environmental and Resource Economics*, 28(4): 517-532.

OTA, 1993 - *Harmful Non-Indigenous Species in the United States, OTA-F-565*. Washington, D.C., U.S. Government Printing Office, Office of Technology Assessment, U.S. Congress, 391 p.

PEARCE D., 2005 - *Economists and biodiversity conservation: what can we contribute?* Présenté à la conférence de l'European Association of Environmental Economists, Breme, Juin 2005, 18 p.

PEARCE D.W., TURNER R.K., 1990 - *Economics of natural resources and the environment*: London, Harvester Wheatsheaf, 378 p.

PERRAULT A., BENNETT M., BURGIEL S., DELACH A., MUFFETT C., 2003 - *Invasive species, agriculture and trade: case studies from the NAFTA context*. Presented at the Second North American Symposium on Assessing the Environmental Effects of Trade (Mexico City, March 25-26, 2003), 55 p.

PERRINGS C., WILLIAMSON M., BARBIER E.B., DELFINO D., DALMAZZONE S., SHOGREN J.F., SIMMONS P.J., WATKINSON, A.R., 2000 - Biological Invasion Risks and the Public Good: an Economic Perspective. *Conservation Ecology*, 6(1) en ligne [http://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art1/]

PIMENTEL D., LACH L., ZUNIGA R., MORRISON D., 2000 - Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience,* 50(1): 56-65.

SETTLE C., SHOGREN J.F., 2004 - Hyperbolic discounting and time inconsistency in a native-exotic species conflict. *Resource and Energy Economics,* 26(2): 255-274.

SHOGREN J.F., 2000 - « Risk Reduction Strategies against the 'Explosive Invader' ». In C. Perrings, M. Williamson, and S. Dalmazzone (eds.): *The economics of biological invasions*. Cheltenham, UK, Edward Elgar Publishing, 56-69.

SHOGREN J.F., 2001 - Why Economics Matters for Endangered Species Protection and the ESA. Protecting endangered species in the United States: Biological needs, political realities, economic choices:365-373.

SIMPSON R. D., 2002 - Definitions of Biodiversity and Measures of its Value. Discussion Paper 02-62 Resources For the Futures, Washington DC.

SINDEN J., JONES R., HESTER S., ODOM D., KALISH C., JAMES R. CACHO O., 2004 - *The economic impact of weeds in Australia*. CRC for Australian Weed Management, Technical Series n° 8, 55 p.

THOMAS M.H., RANDALL A., 2000 - Intentional introductions of nonindigenous species: A principal-agent model and protocol for revocable decisions. *Ecological Economics,* 34: 333-345.

TURPIE J.K., HEYDENRYCH B.J. LAMBERTH S.J., 2003 - Economic value of terrestrial and marine biodiversity in the Cape Floristic Region: Implications for defining effective and socially optimal conservation strategies. *Biological Conservation,* 112: 233-251.

VAN WILGEN B.W., RICHARDSON D.M., LEMAITRE D.C., MARAIS C., MAGADLELA D., 2001 - The economic consequences of alien plant invasions: Examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability,* 3: 145-168.

WEITZMAN M.L., 1998 - The Noah's Ark Problem. *Econometrica*, 66(6): 1279-1298.

 © IRD, 2006

QUESTION 6

Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvénients et difficultés de l'analyse coûts / bénéfices, méthodes alternatives de critères de décision

Alban THOMAS[1], Estelle GOZLAN[2]

[1] INRA / LERNA, Université des sciences sociales, 21 allée de Brienne, 31000 Toulouse – Courriel : Thomas@toulouse.inra.fr

[2] INRA / INA-PG - Économie Publique, BP 01 - 78850 Grignon – Courriel : Esgozlan@grignon.inra.fr

Résumé

Nous montrons dans cette contribution que l'analyse coûts / bénéfices ne peut que rarement conduire à des prédictions fiables, et encore moins robustes, en termes de choix publics. Les données disponibles étant souvent limitées en nombre et en qualité, de nombreuses hypothèses restrictives sont nécessaires. De plus, pour mener une analyse coûts / bénéfices, il est nécessaire de disposer d'une distribution réaliste des évènements que les politiques publiques cherchent à contrôler. Des approches plus économes en données d'entrée sont envisageables, telles que l'analyse coût / efficacité et le principe de précaution. L'introduction du risque dans les critères utilisés par les décideurs publics sera mise en avant. Il ne s'agira pas ici de rejeter le principe de l'analyse coûts / bénéfices, dans la mesure où cette approche est la seule théoriquement fondée qui incite à chercher une amélioration des informations scientifiques disponibles. Au contraire, l'objectif sera de montrer que, dans certains cas, des critères plus robustes sont préférables comme solutions de remplacement.

 © IRD, 2006

Intérêts et limites de l'analyse coûts / bénéfices

L'analyse coûts / bénéfices (ou ACB) est une méthode basée sur une mesure agrégée de la variation de bien-être d'une population de parties prenantes, consécutive à une décision publique. En tant que telle, elle vise à améliorer la qualité des décisions publiques (Kopp et *al.,* 1997). L'intérêt principal de l'approche réside dans son caractère *a priori* exhaustif : en combinant les différentes composantes de dommages (coûts) évités par une politique avec les coûts liés à celle-ci, elle permet de représenter aisément par une mesure scalaire l'efficacité attendue d'un programme environnemental. Un point également intéressant est le fait qu'elle repose non sur les préférences des décideurs publics ou des scientifiques, mais sur les préférences de l'ensemble des citoyens (consommateurs, producteurs, électeurs).

Les avantages de l'ACB peuvent être résumés comme suit. Tout d'abord, de façon triviale, l'approche permet d'identifier les éléments ignorés pour lesquels une recherche scientifique doit être conduite. Ensuite, l'un de ses avantages principaux réside dans la facilité de comparaison de politiques dont les instruments et les modes d'instauration peuvent être très différents. Ceci est dû notamment à la procédure d'agrégation des bénéfices engendrés par les politiques.

Si les avantages de l'ACB sont bien connus, le débat est bien plus important concernant ses inconvénients. Nous pouvons séparer ceux-ci en deux catégories : 1) les inconvénients liés à son application en pratique, et 2) les inconvénients conceptuels.

Données nécessaires

Un élément fondamental dans l'application de l'analyse ACB concerne le volume et la qualité des données nécessaires. En effet, il faut disposer de l'ensemble des composantes de coûts et de bénéfices associés aux politiques envisagées, auquel il convient d'ajouter des paramètres relatifs à l'actualisation de ces flux dans le temps, et éventuellement des paramètres capturant les préférences des décideurs publics.

Une liste non exhaustive des données à récolter pourrait être la suivante, concernant (pour simplifier) une seule espèce envahissante et une seule politique de lutte :

- valeur actuelle moyenne de la biodiversité sur le territoire ;
- valorisation économique des ressources naturelles par l'agriculture, le commerce et l'industrie ;
- valorisation des ressources existantes par le tourisme ;
- proportions géographiques des zones et territoires potentiellement touchés par l'invasion biologique ;
- proportion des valorisations ci-dessus subissant une perte liée à l'invasion (ou probabilité d'invasion) ;
- coûts fixes associés à la politique (investissement en bâtiments et autres facteurs fixes, formation et éducation) ;

- coûts variables (personnel, consommations intermédiaires) liés à la politique ;
- données nécessaires pour évaluer les effets marchands (demande des ménages et des industriels, flux de commerce international, autres produits substituts, etc.) ;
- probabilité de succès de la politique ;
- taux d'actualisation à utiliser pour calculer la valeur nette actualisée des bénéfices et des coûts ;
- coefficients de pondération à utiliser dans le calcul de la somme des bénéfices sur différentes catégories d'acteurs (populations rurales ou urbaines, industriels, importateurs, etc.).

On constate souvent qu'outre les données économiques de base dont l'accès est relativement plus aisé, les données écologiques et biologiques sont plus rares. L'impact en termes économiques sur les secteurs d'activité passe par des éléments de réduction des volumes produits, ce qui se traduit par des baisses de chiffre d'affaires, alors que les impacts environnementaux devraient être en principe évalués pour chaque type d'espèce et/ou de milieu local touché par l'invasion. Dans la pratique, ce problème est résolu en estimant une valeur globale pour les coûts environnementaux dus à l'invasion, identifiée souvent par la valeur de la biodiversité perdue. En d'autres termes, la partie relative aux effets non marchands est dans la plupart des cas celle qui possède le plus faible degré de précision dans la liste des dommages.

Certaines informations quantitatives mentionnées ci-dessus sont plus ou moins subjectives, ou du moins nécessitent souvent de se référer à des études empiriques antérieures. Il s'agit notamment du taux d'actualisation et surtout de la probabilité de succès de la politique.

Concernant à présent une politique publique envisagée pour protéger un espace naturel avec un écosystème plus riche (grande variété d'espèces), de nombreuses études supposent pour simplifier les calculs que les impacts des invasions sont indépendants, et s'additionnent donc simplement. Une exception importante est à relever, cependant : le cas de la lutte contre des espèces concurrentes (prédateurs / proies), l'éradication de l'une d'entre elles entraînant des conséquences non triviales sur la probabilité de survie de l'autre. Des données plus complètes permettant de modéliser les interactions entre les espèces sont alors nécessaires.

(Manque de) Fiabilité de l'évaluation des bénéfices environnementaux

Cet inconvénient étant de loin le plus sérieux dans l'application de la méthode, nous présentons ici des éléments méthodologiques relatifs à l'évaluation des bénéfices environnementaux (non marchands).

Méthodes d'évaluation des biens environnementaux

Les biens environnementaux ont fait l'objet d'une littérature très importante depuis une trentaine d'années, concernant la mesure de leur valeur économique. Rappelons tout d'abord que cette dernière est une information nécessaire dans toute décision de politique publique impliquant des choix sous contrainte budgétaire et une certaine hiérarchisation des priorités. Même si le fait d'attribuer une valeur monétaire à des éléments plus ou moins

« subjectifs » ou intangibles peut encore surprendre certains, il ne faut pas oublier que cela représente un moyen très commode de comparaison (y compris inter-temporelle) de différentes options politiques.

Dans un second point, soulignons que si la valorisation des biens environnementaux est généralement faite par ou pour les pouvoirs publics, elle concerne dans la grande majorité des cas les consommateurs-citoyens-contribuables. Les pouvoirs publics souhaitent en effet connaître la valeur « sociale » de ces biens avant de prendre toute décision. On pourra objecter qu'un bien environnemental possède également une valeur intrinsèque pour les décideurs publics eux-mêmes, qui peuvent décider de la pertinence ou non de projets de préservation ou de restauration d'actifs naturels. Cependant, dans la mesure où les contributeurs finaux seront les consommateurs *via* un système de prélèvement (fiscal, en particulier), il apparaît naturel de se baser sur la valeur sociale du bien.

L'objectif majeur des pouvoirs publics étant de réaliser une allocation des ressources naturelles en cohérence avec la valeur sociale de ces dernières, l'évaluation des biens environnementaux ou naturels permet d'obtenir de l'information sur les bénéfices individuels d'une population de consommateurs. Cette information sera ensuite couplée à une seconde, concernant les moyens d'étendre les bénéfices d'une action publique à la population pertinente. Nous reviendrons sur cette seconde source d'informations plus tard, dans la mesure où elle est étroitement associée à des problèmes plus concrets d'échantillonnage et éventuellement de biais de sélection.

De façon générale, le problème est lié au fait que les biens environnementaux ne sont pas marchands : ils ne sont obtenus par aucune transaction monétaire, et les consommateurs n'ont donc pas d'expérience d'échanges et d'arbitrage concernant de tels biens. Par contre, ils sont souvent associés à d'autres biens, marchands ceux-là, pour lesquels un niveau de consommation et un prix sont disponibles (Johansson, 1999).

Afin d'évaluer les bénéfices pour les individus (les consommateurs) de l'usage ou de l'existence d'un actif naturel, il est naturel de considérer la variation de revenu associée à la variation de la quantité ou de la qualité de services fournis par cet actif naturel. Dans la théorie économique, les biens ou actifs naturels sont supposés fournir des « services » positifs en général, mais parfois négatifs, tout comme les biens de consommation usuels. On considère que les consommateurs font face à un ensemble de biens, certains marchands (associés par conséquent à un prix) et d'autres non-marchands. Ces derniers sont considérés dans la majorité des cas comme des biens publics, c'est-à-dire que leur accès est libre à tous, en partie en raison du fait qu'il n'existe pas de droits de propriété bien définis sur ces biens. Si l'on note $u(x,q)$ la fonction d'utilité du consommateur, où x est le vecteur des biens privés (marchands) et q celui des biens publics, la fonction d'utilité indirecte s'obtient par :

$$V(p,q,y) = \max_x \{u(x,q) \mid p \,.\, x \leq y\},$$

où y est le revenu de l'individu et p le vecteur des prix des biens marchands. La demande ordinaire (ou Marshallienne) pour le bien privé i s'écrit alors en fonction des dérivées de la fonction d'utilité indirecte, comme suit :

$$x_i(p,q,y) = -\frac{\partial V(p,q,y)/\partial p_i}{\partial V(p,q,y)/\partial y}.$$

Si nous disposons d'observations sur les quantités consommées de biens privés (et leurs prix associés), ainsi que des biens publics pour une population donnée de consommateurs, il est possible de construire une fonction de demande pour le bien privé comme décrit ci-dessus, après la spécification de la fonction d'utilité indirecte. Le fait de disposer d'une fonction plutôt que d'une estimation ponctuelle permet de simuler différents programmes environnementaux de préservation ou de restauration de biens environnementaux, pour des plages de valeurs non encore observées.

L'équation ci-dessus indique que, de façon générale, quelque soit le niveau des prix des biens marchands, la demande pour un bien privé dépendra du niveau de fourniture (quantité, qualité) des biens publics. Par exemple, si une certaine composante de x désigne un bien récréatif (un équipement de randonnée), l'environnement dans lequel ce bien est consommé ou utilisé influera sur le bien-être individuel issu de son usage (caractéristiques du paysage, flore, qualité de l'air et de l'eau, etc.). Même si les biens publics (ou, de façon équivalente, les attributs d'un bien naturel unique) ne sont pas valorisés sur un marché, ils sont néanmoins utilisés conjointement à un ensemble de biens marchands. On parle alors d'une **valeur d'usage** pour ces biens publics : leur usage est observé *via* des comportements marchands portant sur une catégorie de biens. La relation entre ces deux types de biens est particulièrement intéressante à analyser : si la demande pour le bien i augmente lorsque la quantité de bien public j diminue, on parle alors de **biens substituts**. Si les quantités demandées varient dans le même sens, on parle de **biens complémentaires** (la satisfaction tirée de la consommation du bien marchand est augmentée par l'usage du bien public). La façon d'analyser la valeur d'un bien public (ou de l'une de ses caractéristiques) est alors la suivante. Si l'on observe la consommation d'un même bien marchand dans deux environnements différents (et donc, avec deux niveaux d'usage du bien public) et que les deux biens sont substituts, alors une valorisation positive du bien public entraînera une diminution de la demande du bien marchand. Le contraire se produit dans le cas de deux biens complémentaires.

Ce type d'analyse est appelé « identification (partielle) des préférences par révélation » ou **approche des préférences révélées** : l'on déduit du comportement du consommateur des informations indirectes sur ses préférences en matière de biens environnementaux. Dans la pratique, les deux types de méthodes les plus populaires, associées aux préférences révélées, sont l'approche par les « prix hédoniques » et la méthode des coûts de transport.

Méthode des « prix hédoniques »

Dans ce cas, on dispose d'informations sur la valeur d'un actif marchand, acheté ou loué, comme la valeur foncière d'un bien immobilier ou le loyer d'un gîte rural. Si le marché pour de tels biens est suffisamment fluide et transparent, le coût d'acquisition ou d'usage va refléter, outre des caractéristiques intrinsèques (la surface, le nombre de pièces, etc.), la valeur de l'environnement local (beauté du paysage, absence de bruit, qualité de l'eau, etc.). En menant une analyse discriminante séparant (identifiant) les contributions individuelles de chaque attribut dans le prix final on peut, conditionnellement aux variables intrinsèques, fournir une estimation de la valeur de chaque caractéristique du bien public (dans ce cas, l'environnement immédiat). Le principe derrière cette approche est de considérer que les

consommateurs sont prêts à payer pour chaque attribut du bien, et qu'ils réalisent dans leur choix de localisation un arbitrage entre les différentes composantes du prix à payer (Smith, 1996). Notons que l'on retrouve d'ailleurs ici la notion de substitution ou de complémentarité éventuelle entre l'usage du bien public et la consommation de biens marchands : par exemple, un consommateur pourra vouloir échanger une surface habitable plus grande contre un environnement plus préservé.

Méthode des coûts de transport

Cette seconde approche est adaptée aux cas où les prix des biens marchands ne sont pas définis, ou bien sont relativement identiques selon les usages des biens naturels. On pense en particulier aux sites récréatifs, dont l'accès est souvent gratuit. Le facteur discriminant est alors le coût de transport, directement proportionnel au temps de trajet. La mesure de ces coûts de transport fournit une indication sur l'arbitrage effectué par le consommateur, dans son choix d'un site récréatif. En comparant avec les attributs observables de chaque site visité, l'on peut en déduire une valeur de ces derniers. Par exemple, un randonneur sera prêt à effectuer un voyage 2 fois plus long si les caractéristiques du site sont mieux valorisées par lui-même, pour un coût fixe et comparable des équipements utilisés. La probabilité de choisir un site parmi un ensemble d'options possibles peut être modélisée aisément comme une fonction des attributs observables de chaque site, et du coût de transport (modèle « Logit multinomial conditionnel » ou modèle hiérarchisé, par exemple). Dans ce type d'approches, il convient d'être particulièrement attentif aux biais de sélection éventuels. En effet, les enquêtes ayant lieu la plupart du temps sur les sites récréatifs, les résultats ne sont que rarement tranposables à la population toute entière, les caractéristiques des personnes pouvant être différentes de celles de la population d'intérêt (problème d'échantillonnage). De plus, la fréquence de visite des sites risque d'être fortement surestimée si l'on ne se base que sur les déclarations de fréquentations des personnes présentes.

Mentionnons enfin une approche plus rare, mais appartenant à cette catégorie de méthode de « préférences révélées ». Si un consommateur considère que l'environnement est dégradé de telle sorte que son utilité en souffre, il peut vouloir se prémunir de conséquences indésirables (sur sa santé, en particulier) en investissant dans des mesures de protection. Par exemple, une détérioration de la qualité de l'eau d'un puits peut conduire à des achats d'eau en bouteille, l'acquisition d'un système de filtrage, etc. Ces **dépenses de protection** fournissent une indication indirecte sur le dommage subi par le consommateur. En comparant de telles dépenses dans des environnements dégradés à des échelles différentes, il est possible d'inférer une fonction de désutilité pour le dommage environnemental subi. De façon équivalente, cette désutilité peut être interprétée comme l'utilité de l'évitement du dommage (ou de la restauration du milieu).

Le consentement à payer

Dans le cas de nombreux actifs environnementaux, il n'existe pas d'usage bien défini ni observé, soit parce que des biens marchands ne sont pas associés à l'usage du bien naturel, soit parce que cet usage même n'existe pas encore (ou plus). Par exemple, la valeur pour un individu de la préservation d'une espèce menacée à des milliers de kilomètres de son lieu de résidence, dans un habitat difficilement accessible, peut être malaisée à quantifier. Le problème d'identification des préférences pour de tels biens publics se pose donc avec plus d'acuité que dans le cas précédent, dans la mesure où il est nécessaire de construire un marché fictif, dont les consommateurs n'ont aucune expérience. On parle alors de méthodes d'identification des préférences déclarées (*Stated Preferences*), par opposition aux

préférences révélées ci-dessus. Ces préférences sont particulièrement importantes à identifier dans le cas des **valeurs de non-usage**, comme décrit ci-dessus (Freeman, 1993), lorsqu'il n'existe pas de fonction de demande définie.

Il est utile de définir un concept central dans l'évaluation des biens naturels, celui du **consentement à payer** (CAP), ou *Willingness To Pay* (WTP). Il se définit comme le montant maximal que l'individu est prêt à céder pour voir la quantité ou la qualité d'un bien naturel s'améliorer ou, de façon équivalente, pour ne pas voir la situation se détériorer. Dans un cas extrême, le consentement à payer indiquera la somme que le consommateur est prêt à payer pour que la fourniture du bien public passe de zéro à une valeur strictement positive. Formellement, si l'on considère un bien public j valorisé positivement par l'individu ($\partial V / \partial q_j > 0$), et 2 situations q et q^* telles que $q^* \geq q$, le CAP est défini par la résolution du problème :

$$V(p, q^*, y - CAP) = V(p, q, y),$$

c'est-à-dire la valeur qui laisse l'individu indifférent entre les 2 situations : c'est la **variation compensatrice**, qui possède une interprétation utile en terme de bien-être. Notons que dans ce cas, il n'est plus indispensable de disposer d'un vecteur de biens marchands associés à l'usage du bien public, seules les variations de la fonction d'utilité indirecte par rapport à q et au revenu y sont utiles. Si cette fonction est linéaire en p, q et y, l'égalité ci-dessus donne :

$$\alpha p + \gamma q^* + \theta(y - CAP) = \alpha p + \gamma q + \theta y \;\Leftrightarrow\; CAP = \frac{\gamma(q^* - q)}{\theta},$$

soit la variation de quantité (ou qualité) du bien naturel ramenée à l'utilité marginale (constante) du revenu.

L'idée générale est de mener une enquête directe auprès d'une population de consommateurs, et de leur demander de se placer dans une situation d'usage fictive, à laquelle correspond un prix ou un coût d'usage (Kriström, 1999). Les enquêtes les plus utilisées consistent en des questionnaires décrivant un projet environnemental et des vecteurs de paiement associés (taxe locale, impôt supplémentaire sur le revenu, etc.). La personne enquêtée peut dans certains indiquer une réponse qualitative indiquant une acceptation du projet ou un refus (questions fermées), ou encore indiquer une valeur continue de son consentement à payer. C'est la méthode de « l'évaluation contingente » (*Contingent Valuation Method*, CVM). La popularité de la méthode tient à son universalité : tout projet environnemental de préservation ou de restauration peut être envisagé, et la méthode engendre ses propres données. Il existe une littérature très abondante sur la façon d'analyser statistiquement les résultats de telles enquêtes, en fonction du type de questions posées. Par exemple, des préférences déclarées peuvent être identifiées à partir de questionnaires demandant aux personnes enquêtées de classer plusieurs options par ordre de préférence, chaque option étant repérée par un ensemble de caractéristiques bien précis. Un modèle « Logit contingent » est alors utilisé pour estimer la contribution de chaque attribut présent dans les différentes options à la probabilité d'un classement particulier (Haab et McConnell, 2002).

 © IRD, 2006

Limites de ces méthodes

Cependant, ce type de méthodes a connu de nombreuses critiques, tant dans les applications statistiques et économétriques, que d'un point de vue plus théorique. Tout d'abord, l'approche est purement hypothétique, et rien ne certifie que les comportements affichés correspondront effectivement aux comportements réels, en situation. La présence d'un biais stratégique est plus que probable, dans la mesure où les personnes enquêtées ont bien conscience que si le projet environnemental voit le jour, il sera financé vraisemblablement *via* des prélèvements obligatoires. Ensuite, des biais cognitifs sont fréquents, car les processus d'apprentissage dans la pratique sont assez lents, plus lents en tout cas que ceux exigés par le déroulement de l'enquête. Par comparaison, la formation d'une tactique d'acquisition d'information et d'achat pour des biens marchands usuels prend souvent un temps important. En général, la méthode est jugée « trop simpliste » et manque de fondements théoriques. Par exemple, il est fréquent de ne pas voir apparaître, dans les choix proposés lors des enquêtes, la présence de biens substituts auxquels la personne pourrait se référer.

D'un point de vue plus empirique, un problème majeur concerne le nombre souvent élevé de réponses nulles : soit parce que les consommateurs refusent de payer pour le projet proposé, jugeant qu'il ne doit pas être financé par le contribuable, soit parce que la question est mal comprise, soit enfin parce que le consommateur estime que son surplus ne sera pas affecté par le résultat du projet. La difficulté est alors de distinguer les « vrais zéros » (le dernier cas ci-dessus) des « faux zéros », ce qui peut être fait en ajoutant des questions d'ordre qualitatif destinées à cerner les motivations d'une réponse nulle éventuelle. Un modèle avec questions ouvertes, dans lequel les personnes reportent une valeur continue de leur consentement à payer, est ensuite typiquement estimé par des méthodes pour variable dépendant limitée (modèle Tobit). Un second problème concerne les biais d'ancrage et d'inclusion. Le biais d'ancrage est typique des enquêtes apparentées à une « enchère », dans lesquelles l'individu choisit la valeur correspondant à son consentement à payer dans une liste restreinte de valeurs prédéfinies. Les réponses vont alors souvent être « ancrées » sur un petit nombre de valeurs, et ne pas refléter correctement la distribution des consentements dans la population. Le biais d'inclusion est surtout caractéristique des enquêtes à questions ouvertes, demandant aux consommateurs d'évaluer des biens environnementaux ou naturels assez éloignés de leur usage traditionnel. Il paraît logique de supposer que la valeur totale d'une région contenant plusieurs sites naturels ne doit pas être inférieure à celle d'un site particulier (les valeurs doivent être incluses dans un ordre trivial de grandeur). Or, on observe parfois un classement incohérent des options proposées, valorisant un élément à un niveau supérieur de celui de l'ensemble.

De façon générale, beaucoup de biais de ce genre peuvent être évités ou contrôlés si le questionnaire est rédigé suivant des principes de bonne pratique, et parfois grâce à un appui multidisciplinaire (psychométrie, sociologie, etc.). En réponse aux nombreuses critiques sur les études empiriques antérieures, un groupe de travail a proposé un véritable protocole d'enquête et de traitement d'enquêtes d'évaluation contingente : le « panel NOAA » ou « *NOAA Guidelines* » (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). Les recommandations portent sur une série d'une douzaine d'aspects que les enquêtes doivent satisfaire, allant du type de questions au traitement des réponses nulles (voir plus haut). Depuis la publication de ce protocole en 1993, la méthode d'évaluation contingente connaît

moins de critiques de fond, et est fréquemment utilisée comme source d'information pour des analyses coût / bénéfices associées à des programmes environnementaux.[1]

Même si l'évaluation de biens environnementaux par les méthodes décrites ci-dessus peut être conduite avec un recul méthodologique suffisant pour une population échantillonnée, reste la question de l'utilisation des valeurs obtenues dans l'identification de la valorisation pour la population d'intérêt. Ce problème de « redressement statistique » de l'échantillon est le plus souvent traité en incorporant des variables de conditionnement (caractéristiques des individus enquêtés) aux enquêtes, ce qui permet ensuite de calculer une distribution marginale des valeurs par intégration des distributions conditionnelles. Si de telles variables ne sont pas disponibles, on multiplie alors simplement l'espérance de la valeur du bien naturel par la taille de la population concernée. Cependant, dans le cas de certains biens environnementaux, il peut être difficile d'évaluer cette dernière, précisément pour la même raison qu'il était malaisé d'évaluer une valeur de non-usage. À une imprécision statistique sur le niveau moyen de l'évaluation estimée du bien naturel, s'ajoute une imprécision parfois plus grande sur la taille de la population concernée. Un bon exemple de telles difficultés est donné par Cropper et ses collaborateurs (1992) concernant les procédures d'interdiction des pesticides par l'EPA aux États-Unis. À partir de données expérimentales sur des animaux cobayes, les risques de cancer sont d'abord estimés pour différents profils de personnes potentiellement touchées (consommateurs, applicateurs de pesticides, etc.), avec une grande incertitude sur la fiabilité de ce transfert. Ensuite, les probabilités d'apparition de cancers sont appliquées aux effectifs des populations totales concernées, là encore avec des hypothèses fortes sur le contour de ces dernières. Enfin, la probabilité d'interdiction par l'Agence fédérale américaine de l'environnement (USEPA) est estimée sur des données historiques et la valeur d'une vie perdue est utilisée pour calculer les impacts (en termes monétaires) d'une introduction de nouvelles molécules de pesticides.

Difficultés liées à la conceptualisation des bénéfices environnementaux

Les critiques « conceptuelles » portent essentiellement sur le fait que l'ACB est utilisée dans le cas de politiques portant sur des biens non-marchands, et par conséquent incompatibles avec toute notion de valorisation économique. En effet, ces biens sont supposés publics dans la plupart des cas (leur usage par un individu ne peut être limité par l'usage d'autres utilisateurs). Cette critique n'est pas exclusivement adressée à l'ACB, mais concerne la théorie économique du bien-être (et donc celle de l'économie politique comme domaine d'application), qui place un poids important sur la nécessité de la satisfaction des préférences, comme mode de production du bien-être social. Par exemple, certains biens ou états de la nature peuvent être considérés comme essentiels pour les individus, sans pour autant leur procurer un bien-être immédiat (et encore moins quantifiable).

Une critique quelque peu secondaire porte sur le fait que l'ACB ne prend pas en compte les intérêts des générations futures. Ainsi, la valeur des bénéfices engendrés par une politique publique particulière est calculée sur la période actuelle, et la valeur nette des bénéfices calculée ensuite est basée sur une hypothèse de stationnarité des comportements et des allocations de ressources. Les préférences des générations futures sont par conséquent mal

[1] L'auteur de ces lignes a par exemple estimé le consentement à payer pour la préservation de l'ours brun des Pyrénées, la résistance à la trypanosomose du bétail en Côte d'Ivoire, et la valeur du paysage dans deux villages au Liban.

représentées, même si le coût des politiques est souvent engagé dans les premières années des programmes.

La critique la plus importante conceptuellement semble être le fait que les politiques environnementales sont nécessaires et souhaitables pour des raisons difficilement quantifiables. Des considérations éthiques, psychologiques, voire religieuses, sont peu monnayables dans la plupart des cas, et se reposer sur une évaluation des préférences de la société n'est pas toujours le meilleur moyen de garantir le respect de ces considérations. Les économistes abordent le problème en prenant l'unité monétaire comme l'un des vecteurs possibles, mais en n'excluant pas d'autres supports *a priori*. Ainsi, pour un individu donné, la valeur d'un « service » fourni par l'environnement et difficilement quantifiable pourra être mesurée par la somme que cet individu est prêt à payer pour ne pas voir disparaître ce service, ou encore par une autre unité de mesure (y compris un pourcentage de ce service). Par exemple, un consommateur pourra se déclarer prêt à renoncer à 10 % du service environnemental (beauté du paysage, biodiversité, nombre d'espèces menacées) en échange de la préservation de ce service.

Une autre critique porte sur le fait que l'analyse ACB n'intègre pas les aspects redistributionnels associés aux politiques publiques. Cette dernière critique est relativement peu fondée, une analyse structurelle complète permettant en effet de pondérer les différentes catégories de la population selon les préférences des pouvoirs publics. Ceci implique néanmoins une modélisation plus sophistiquée, intégrant des préférences des pouvoirs publics qui peuvent être dans certains cas identifiées à partir de programmes antérieurs. Un exemple concerne l'analyse des programmes de prévention en matière de santé, où la répartition des dépenses de recherche publique dans les différents domaines (ou maladies) permet d'évaluer la priorité des décideurs publics. Différents critères issus de l'économie du bien-être peuvent être mobilisés, dans l'optique de l'optimalité à la Pareto[2] entre les différents groupes concernés par la politique publique. Selon le critère de Kaldor, par exemple, une activité contribuera à l'optimalité de Pareto si le montant maximal que les « gagnants » (agents qui bénéficieraient de la mesure envisagée) sont disposés à payer pour que la mesure soit effectivement adoptée est supérieur au montant que les « perdants » sont prêts à accepter. Le critère de Hicks énonce quant à lui que la même activité contribuera à l'optimalité de Pareto si le montant maximal que les perdants sont prêts à offrir aux gagnants pour empêcher le changement est inférieur à la somme minimale que les gagnants sont disposés à accepter pour renoncer au changement. Si les deux critères sont satisfaits simultanément, les parties prenantes (gagnants et perdants) conviendront que le changement (l'activité proposée) déplacera la situation présente vers un optimum de Pareto (on parle alors d'efficacité à la Kaldor-Hicks). Une telle démarche peut être utilisée *a contrario* pour évaluer si les préférences des décideurs publics permettent déjà d'attendre un optimum de Pareto qui ne peut donc être amélioré.

Enfin, une dernière critique porte sur le phénomène d'écrasement des valeurs futures en raison d'un taux d'actualisation des bénéfices inappropriés. Ce point a été évoqué à la Question 5 (Thomas et *al*., ce volume) et nous n'y reviendrons pas ici. Par exemple, avec un taux d'actualisation de 7 % par an (utilisé par le gouvernement fédéral des États-Unis dans les

[2] Un optimum de Pareto est défini comme une situation dans laquelle il n'est pas possible d'augmenter le bien-être d'un agent sans réduire celui d'un autre. Dans cette situation, l'allocation des ressources entre les différents agents est efficace (mais ce n'est pas un critère d'équité).

années 1990), le bénéfice à éviter 1 000 cancers fatals en 2025 est équivalent à en sauver 260 en 2005. Les intérêts des générations futures sont ainsi peu représentés dans les calculs sur la base de valeurs nettes actualisées.

Difficulté à conceptualiser et à évaluer les valeurs de non-usage

En ce qui concerne l'estimation de valeurs de non-usage (*non-use values* ; Freeman, 1993) ou d'existence, même si elles sont motivées par certains auteurs par un comportement altruiste ou de dons, ou encore par une motivation de legs (*bequest motive*) aux générations futures, de nombreux auteurs ont mis en doute l'existence même de telles valeurs, ou du moins la significativité de son niveau. En effet, dans la plupart des cas, les ressources naturelles au sens large sont valorisées en fonction de leur usage ; leur valeur d'existence ne devrait donc se concevoir qu'au travers de leur usage par les générations futures : c'est parce que les ressources ont une valorisation d'usage dans le futur qu'elles ont une valeur d'existence aujourd'hui.

Un autre problème dans la conceptualisation des valeurs de non-usage concerne l'hypothèse d'irréversibilité. En étendant l'analyse développée plus haut dans un cadre inter-temporel, il est naturel de définir la valeur de non-usage (ou d'existence) comme la somme que l'individu doit acquitter afin de maintenir au niveau d'origine son utilité au cours de sa vie (*lifetime utility*). On suppose souvent que le dommage environnemental est irréversible (disparition d'une espèce, destruction permanente d'un habitat, etc.), ce qui implique que la valeur de non-usage peut être calculée comme la somme actualisée des variations compensatrices de bien-être pour les années futures (après destruction). L'expression de la variation compensatrice de bien-être entre deux situations (deux périodes) est :

$$CS = e(p, q^0, u^0) - e(p, q^1, u^0),$$

où *e(.)* est la fonction de dépense, p le vecteur de prix des biens marchands, q le vecteur des attributs des biens environnementaux, et u^0 le niveau d'utilité initial (avant le dommage). La mesure de variation du bien-être *CS* exprime le montant exigé pour conserver l'utilité à son niveau initial, lorsque le dommage environnemental affecte la « qualité » du milieu (passant de q^0 à q^1).

Considérons à présent le cas d'une réduction temporaire dans la fourniture de services environnementaux : après un certain nombre de périodes, la qualité du milieu est restaurée suite à une découverte scientifique ou à des investissements importants (cas des réintroductions d'espèces locales disparues), par exemple. Il semble logique, au vu du cadre théorique plus haut, de supposer que la réduction (ou la disparition) temporaire du bien environnemental soit accompagnée d'une perte de valeur de non-usage, que l'on calculerait par la somme des variations compensatrices *CS* sur les périodes futures concernées par la réduction / disparition seulement. Cependant, si l'on considère une date proche du début de la période de réduction des services environnementaux, cette réduction aura un poids plus important dans la mesure de la valeur de non-usage calculée, par rapport aux périodes futures consécutives à la date de la restauration. On peut alors s'interroger sur le sens de ce calcul, pour une période éventuellement brève de disparition de la production de bien naturel ou environnemental, jouant un rôle important dans la valeur de ce dernier, alors que la majorité des périodes sur un cycle de vie sont associées à une existence réelle du bien. De façon triviale, il paraît critiquable de concevoir une valeur de non-usage non nulle pour un bien

public dont les services environnementaux sont identiques au début et à la fin du cycle de vie de l'individu. Le débat entre les économistes sur cette conceptualisation n'est pas éteint, mais a tendance à se reporter sur le front de l'analyse empirique dont on espère qu'elle permettra de tester la pertinence des hypothèses relatives à la valeur de non-usage ou d'existence.

Dans la littérature économique appliquée en général, les valeurs de non-usage ou d'existence sont essentiellement traitées sous la forme d'une utilisation de ressources naturelles non encore profitables, mais qui pourraient le devenir si les conditions de marché devenaient favorables. Ainsi des travaux sur la valeur de la biodiversité (Thomas et *al*., Question 5 dans ce volume) ont traité de la probabilité de succès d'un produit commercial (pharmaceutique, notamment) issu de la biodiversité. Mais les estimations sont extrêmement difficiles à transposer, allant d'une valeur de 44 dollars par espèce à 23,7 millions de dollars. Cette approche est particulièrement mal adaptée au cas d'écosystèmes très riches comportant de nombreuses espèces de valeurs *a priori* très différentes.

Concernant maintenant l'évaluation empirique de la valeur de non-usage ou d'existence, deux possibilités sont utilisées. La première a été discutée plus haut, consistant à mener des enquêtes directes auprès des consommateurs-citoyens : la méthode d'évaluation contingente. La seconde, plus marginale, consiste à utiliser des données sur les financements par donation dans des activités d'organisations écologistes et de protection de la nature. L'idée étant que les dons reflètent la valeur pour les contributeurs des causes défendues par ces organisations, il serait possible au minimum de classer les différentes « causes environnementales » en fonction des valeurs totales des dons. Cependant, cette approche empirique se heurte à de nombreux problèmes : phénomène de « passager clandestin » (ou « *free rider* »), utilisation des fonds pour des causes et productions multiples, etc. En tout état de cause, ces derniers impliquent souvent que seule une borne inférieure pour la valeur d'existence peut être calculée.

Les mêmes problèmes se rencontrent dans le cas des dépenses publiques en matière d'environnement. Contrairement aux donateurs privés cités ci-dessus, les pouvoirs intègrent dans leurs choix la probabilité de succès de la politique, ainsi que la participation éventuelle de fonds privés complémentaires. Par conséquent, la répartition des sommes destinées aux différents programmes de protection environnementale ne reflète pas seulement la valeur des causes défendues, mais également la probabilité de succès de chaque programme et l'existence de sources alternatives de financement (sans parler de critères plus « politiques » de visibilité électorale des programmes).

Méthodes alternatives d'aide à la décision

L'ampleur des difficultés mentionnées ci-dessus ne doit pas conduire à rejeter l'ACB purement et simplement dans tous les cas. Au contraire, comme indiqué plus haut, l'intérêt de cette approche est d'inciter les décideurs publics à encourager la production de connaissances scientifiques supplémentaires, afin d'améliorer les outils d'aide à la décision. Le problème que nous adressons ici est plutôt celui de l'arbitrage à effectuer entre une méthode satisfaisante mais très exigeante en termes de données (l'ACB) et une méthode plus robuste, dans la perspective de fournir un critère de décision le moins tributaire possible du degré d'imprécision des méthodes. En d'autres termes, si les composantes estimées utilisées dans

l'ACB sont trop peu précises, des critères plus restrictifs, moins exigeants en termes de données, peuvent être considérés. Le problème de l'imprécision dans l'ACB ne peut être réglé à l'aide des théorèmes asymptotiques usuels ; en effet, la taille des échantillons utilisés est souvent limitée, et les théorèmes « central-limite » sont difficilement applicables à l'estimation du rapport de deux termes estimés de façon imprécise (bénéfices sur coûts). Siani et de Peretti (2003) présentent une méthode plus satisfaisante de construction d'intervalles de confiance d'un tel rapport bénéfices / coûts.

Le principe de précaution et la valeur d'option

Le principe de précaution a été introduit dans le droit français depuis 10 ans (loi Barnier du 2 février 1995), et devient de plus en plus une norme internationale en matière de gestion des risques (Principe 15 de la Déclaration de Rio en 1992). La généralité de son principe constitue certainement un atout mais également une faiblesse, dans la mesure où son interprétation reflète parfois une compréhension partielle, voire erronée (voir Treich, 2001). Lorsqu'une activité représente une menace pour l'environnement, ce principe recommande de ne pas attendre qu'une certitude sur les liens de cause à effet ou sur l'étendue des dommages soit scientifiquement établie pour prendre des mesures de prévention.

On assimile parfois le principe de précaution avec une recherche d'un niveau de risque nul, de la part des pouvoirs publics. En d'autres termes, l'inaction est préférable en présence d'incertitude manifeste sur les conséquences d'une politique d'intervention publique, si la mesure adoptée et mise en place implique un résultat incertain. Appliqué aux aspects sanitaires et environnementaux, il devrait conduire à inverser la charge de la preuve, les producteurs ou importateurs de produits devant prouver l'absence de nocivité de leurs produits avant la mise sur le marché ou le démarrage d'une activité de production. Pris dans ce sens restrictif de la recherche du « risque zéro », le principe de précaution ne serait pas compatible avec le fait que la croissance économique et le bien-être des sociétés sont tributaires des innovations et de leur diffusion.

Une autre façon d'aborder le problème est de revenir au fondement même du principe, à savoir l'absence de probabilisation suffisante sur les évènements futurs liés à la diffusion d'un produit, d'une innovation ou les conséquences d'une politique publique (Kast, 2003). En d'autres termes, l'incertitude scientifique est trop grande par rapport à la nature des dommages probables ou possibles, ainsi que par rapport à leur intensité. Par contre, si l'on retient que la connaissance scientifique ne peut diminuer au cours du temps, alors le principe de précaution peut se définir comme un critère de prise de décision à un instant t, étant donné que l'information disponible aux périodes $t+1$, $t+2$, etc., est à même d'évoluer. Le principe vise à gérer l'évolution temporelle de l'incertitude scientifique, notamment l'arrivée de nouvelles informations.

Au lieu de retenir une règle du « risque zéro », selon laquelle toute décision contenant une part non nulle de risque doit être écartée, éventuellement dans l'attente d'informations ultérieures, une vision moins restrictive du principe de précaution consiste à sélectionner maintenant les décisions réversibles ou corrigeables dans le futur. Plutôt qu'un critère d'inaction, le principe peut être vu comme un critère motivé par le besoin d'une action immédiate (« agir avant de savoir », plutôt que le contraire, plus habituel). Afin d'utiliser le principe de précaution dans ce sens, il convient d'introduire une notion importante dans les modèles dynamiques avec incertitude, celle de la **valeur d'option**. Dixit et Pindyck (1994) ont constitué une analyse incontournable de cette notion. La valeur d'option est interprétée

comme la différence entre la valeur actualisée espérée, associée à une prise de décision après résorption d'une incertitude, et la valeur actualisée *ex ante*, en situation d'incertitude. La valeur actualisée espérée peut concerner la différence entre les bénéfices et les coûts d'une politique, ou d'une action privée.

Considérons la formalisation du problème de la façon suivante. Un décideur public envisage une mesure dont le coût immédiat est noté C. L'incertitude scientifique sera levée à la prochaine période (on suppose pour simplifier un modèle à 2 périodes, aisément généralisable). Le bénéfice futur à la période suivante est incertain : il vaut B_H avec probabilité p et B_L avec probabilité $1\text{-}p$, avec $B_H > B_L$. Avec une ACB classique, la mesure sera mise en place si le bénéfice espéré actualisé est supérieur au coût. Si β dénote le facteur d'actualisation, la valeur actualisée espérée (différence en espérance entre bénéfices et coûts) vaut :

$$VAE = \frac{\beta\left[p\, B_H + (1-p)\, B_L\right]}{1-\beta} - C,$$

et la mesure sera adoptée si $VAE > 0$. Ce premier critère de décision ignore le fait qu'une information va devenir disponible à la date suivante.

Considérons à présent une stratégie alternative, consistant à attendre la levée de l'incertitude scientifique avant de décider si la mesure est mise en place ou non. Le décideur public adoptera la mesure si le bénéfice supérieur est le vrai (B_H), ce qui se produit avec la probabilité p. La valeur actualisée de cette seconde stratégie est alors :

$$VAE^* = \frac{1}{2}\beta\left[\frac{B_H}{1-\beta} - C\right],$$

et le décideur adoptera la mesure si $VAE^* > 0$. La différence VAE^* - VAE est la valeur d'option. Elle privilégie la prudence à court terme, conformément au principe de précaution. Par contre, comparée à l'ACB, la valeur d'option conduit à amender cette dernière dans le sens de critères plus durs d'acceptabilité, et moins favorables à la prise de risque (Treich, 2001). Une application est proposée par Mahul et Gohin (1999) dans le cas de la gestion de la tremblante du mouton en Bretagne. Leur modèle suppose qu'une incertitude existe quant au taux de dissémination de la maladie à la seconde période. Les autorités sanitaires peuvent prendre la décision de vaccination à la première ou à la seconde période. En fonction des scénarios envisagés (probabilité réelle de contamination et dissémination), la valeur d'option atteint 20 millions de FF (en 1999) ou peut être négative. Dans ce dernier cas, les coûts liés à l'attente de la résolution de l'incertitude sont supérieurs au gain, et une vaccination immédiate à la première période est préférable. Farrow (2004) applique la théorie des options réelles (Dixit et Pindyck, 1994) à l'analyse du *Clean Air Act* aux États-Unis, et au maïs génétiquement modifié.

On le voit, le caractère irréversible des décisions (ou des conséquences de ces évènements) est un facteur majeur dans l'analyse. Également, les préférences des décideurs publics constituent l'élément essentiel dans le choix de l'application ou non du principe de précaution. Si ce dernier est interprété dans le sens de la recherche du « risque zéro », alors la

vision limitative du principe sera considérée. Ce pourra être le cas notamment de situations pour lesquelles la distribution des bénéfices futurs, ou la date de levée de l'incertitude scientifique sont inconnues. En général, une situation d'incertitude pour laquelle la probabilité d'un évènement défavorable ne peut être obtenue (pas de probabilisation), implique que les évènements rares et associés à des dommages importants seront surévalués par rapport à une approche probabiliste dans laquelle les espérances des gains et pertes peuvent être obtenues.

En résumé, le principe de précaution admet deux interprétations, l'une restrictive et associée à la recherche d'un « risque zéro », la seconde associée à la recherche du meilleur « timing » des décisions, en fonction du flux d'informations disponibles dans le temps. La notion même de « risque zéro » étant peu réaliste dans la pratique car impliquant des coûts économiques importants en termes de perte de compétitivité et d'attractivité des territoires, la seconde utilisation du concept semble préférable. Elle implique toutefois un minimum d'informations sur le taux de progression des connaissances scientifiques, mais se prête relativement aisément à des exercices de simulation calibrés sur des données biologiques et économiques réelles. Farrow (2004) identifie ainsi quatre catégories d'approches du principe de précaution, de la moins à la plus limitante. Dans la pratique, le principe de précaution devrait donc parvenir à réaliser un arbitrage entre deux risques : 1) celui de prendre des décisions trop tardives (conduisant alors à des dommages éventuels très importants), et 2) le risque de prendre des décisions trop hâtives, avec pour conséquence un frein important à la croissance économique.

Le débat entre les partisans et les adversaires des deux approches, l'ACB et le principe de précaution, n'est certainement pas clos (Ackerman et Heinzerling, 2003). Les partisans de l'ACB semblent *a priori* privilégier l'hypothèse que les risques catastrophiques (changement climatique, par exemple) sont très improbables, et que les sociétés ont de toute façon le temps de s'y préparer. Au contraire, les détracteurs de l'ACB estiment qu'en l'absence de probabilités fiables à associer aux différents scénarios, il est impossible de calculer des dommages espérés (et donc des bénéfices espérés liés à l'action des pouvoirs publics). Un compromis relatif se dégage avec la vision de Posner (2005), selon lequel le principe de précaution peut être tempéré suffisamment pour correspondre à une extension de l'ACB, dans laquelle l'aversion au risque (des décideurs publics ou des consommateurs) serait prise en compte. En d'autres termes, l'ACB intégrerait dans ses composantes de coûts un facteur proportionnel à l'intensité du risque encouru. La règle de décision deviendrait alors dépendante du degré de préférence pour une protection contre le risque, de la part des pouvoirs publics.

Simberloff (2005) souligne que la difficulté à obtenir les données nécessaires à quantifier les risques liés à une introduction d'espèce particulière ne permet que rarement de prendre une décision définitive concernant l'exclusion de ce mode d'introduction. Une approche alternative, compatible avec le principe de précaution, et inspirée de O'Brien (2000) consiste à se concentrer non pas sur une voie d'introduction particulière, mais sur l'objectif attendu de cette introduction (bénéfices économiques, par exemple), et de tenir compte de tout l'éventail de choix qui permettraient de réaliser cet objectif plutôt que de tenir compte d'une introduction en particulier.

Les analyses « Cost Efficiency » et « Safety First »

Nous présentons une catégorie différente de règles de décision pertinentes dans le cas d'évènements risqués, tels que les invasions biologiques. La première, l'analyse

coût / efficacité (*Cost Efficiency Analysis*, CEA), est parfois considérée comme un cas particulier de l'ACB ; nous la présenterons donc très brièvement. Le second type de règles correspond à un critère différent de la part des pouvoirs publics, plaçant le risque encouru dans une position centrale.

A la différence de l'ACB, qui cherche à déterminer la pertinence d'une décision de politique publique *ex ante* étant donné ses coûts, l'analyse coût / efficacité part de l'objectif environnemental à atteindre comme donnée exogène. Les décideurs publics peuvent, par exemple, souhaiter une diminution des établissements d'espèces sur un territoire donné de 10 % dans les 5 ans à venir. On cherchera alors la politique qui conduira à ce résultat au moindre coût, étant donné les meilleures solutions techniques disponibles. Ce critère correspond à la norme BATNEEC (*Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs*). Alors que l'ACB implique souvent que les coûts des politiques soient bien connus mais que les bénéfices soient incertains, l'approche coût / efficacité suppose que la flexibilité provienne des coûts, pour un bénéfice futur prédéterminé. En fonction de la nature du problème et des données disponibles, cette approche plus restrictive en ce qui concerne les bénéfices futurs peut s'avérer plus robuste qu'une analyse coûts / bénéfices. En particulier, lorsque les décideurs publics ne possèdent pas suffisamment d'information sur les bénéfices espérés d'un ensemble de mesures, ils peuvent déterminer arbitrairement un objectif allant dans le bon sens, d'un point de vue qualitatif. Bien entendu, le caractère optimal du choix de l'objectif public n'est pas garanti, ce qui peut conduire à des politiques peu efficaces sur le long terme, d'un point de vue environnemental. Des objectifs tels que les taux de réduction des émissions de gaz à effet de serre, suite au Protocole de Kyoto, ou des objectifs de réduction de la concentration en nitrates dans les nappes souterraines sont des exemples de telles politiques. Au final, les décideurs publics disposent d'une solution technique dont le coût est le plus faible dans la gamme des solutions envisageables, pour un objectif déterminé.

Considérons à présent les approches basées sur la recherche d'un risque minimum. Plus précisément, cette catégorie de stratégies s'intéresse aux évènements « extrêmes » dans la distribution de probabilité liée aux évènements étudiés. La stratégie la plus simple est celle du « *safety first* », « la sécurité d'abord », consistant à recherche la politique assurant la minimisation de la probabilité d'un évènement défavorable (Roumasset, 1976). Si, par exemple, l'utilité sociale d'un bien environnemental est notée U, et si l'objectif est qu'elle ne diminue pas au-delà d'un seuil noté $\bar{u}$, alors le principe revient à :

$$\min_X \Pr\left[U < \bar{u}\right] = F\left[\bar{u}\right],$$

où X est une variable de contrôle du décideur public, et $F(.)$ la fonction de répartition de l'utilité aléatoire. Par l'inégalité de Tchebychev, cette règle peut aussi s'écrire :

$\min \dfrac{\bar{u} - E(U)}{SD(U)}$, où E(.) et SD(.) sont l'espérance et l'écart-type de la variable, respectivement. Différentes variantes de ce principe sont disponibles en pratique :

– La règle « *safety first* » stricte où on maximise l'espérance des bénéfices (ou de l'utilité ci-dessus) sous la contrainte que la probabilité seuil ci-dessus soit inférieure à un certain seuil :

$$\max E(U) \text{ t.q. } \Pr(U < \bar{u}) \leq P^*, \text{ où } P^* \text{ est la probabilité seuil.}$$

– La règle « *safety fixed* » où on maximise l'utilité minimum que l'on peut atteindre avec une probabilité au moins égale à P* :

$\max u$ t.q. $\Pr(U < u) \leq P^*$, où P* est définie comme précédemment et u est l'utilité minimum.

– La règle « *Max-Min* », cas particulier de la règle « *safety fixed* », dans laquelle P* = 0. On peut considérer ce cas comme une application du principe de précaution le plus strict, selon lequel on interdirait la moindre probabilité positive au passage de l'utilité sous un certain seuil.

Sous certaines hypothèses, plusieurs règles mentionnées ci-dessus peuvent s'apparenter à un critère de décision « moyenne-variance », selon lequel le décideur public cherche à maximiser un critère constitué de l'espérance des gains, diminué d'un terme proportionnel à la variance de la variable d'intérêt (l'utilité tirée d'un bien environnemental, par exemple). Ce type de critère intègre directement l'aversion au risque du décideur public *via* ses préférences en terme d'aversion au risque : il préférera le projet lui assurant la variance la plus faible, pour un même niveau espéré de bénéfices. De façon équivalente, il préférera le projet associé à un bénéfice espéré le plus fort, à un niveau donné de risque (de variance). Si ce critère est compatible avec l'hypothèse de maximisation de l'utilité espérée dans le cadre d'une aversion au risque, sous l'hypothèse de normalité du bénéfice et d'une forme de la fonction d'utilité du type CARA (*Constant Absolute Risk Aversion*), il n'est pas toujours réaliste. En effet, le critère moyenne-variance implique que l'aversion au risque ne décroît pas avec le niveau de bénéfice ; un décideur face à un bénéfice important aura une aversion au risque supérieure (ou identique) à celle dans le cas d'un bénéfice très faible (proche du niveau minimum admissible). Cette propriété n'est que rarement validée empiriquement, y compris dans le cas d'individus devant effectuer des choix risqués (producteurs agricoles, investisseurs financiers). Il est alors préférable d'utiliser une autre spécification pour la fonction d'utilité du régulateur, notamment une fonction DARA (*Decreasing Absolute Risk Aversion*) ou CRRA (*Constant Relative Risk Aversion*). De telles fonctions permettent en plus de considérer que le décideur n'est pas indifférent entre les risques associés à deux évènements « symétriques », l'un très défavorable et l'autre très favorable. Il pourra ainsi chercher la politique lui procurant à la fois le bénéfice espéré le plus grand, la variance la plus faible, et l'asymétrie la plus forte (*skewness*) dans la direction des évènements les plus favorables (Bontems et Thomas, 2000 ; Belhaj Hassine et Thomas, 2001).

Mentionnons enfin dans cette catégorie de strategies visant à réduire le risqué, le critère MOTAD (*Minimization Of Total Absolute Deviations*, ou les moindres valeurs absolues) (Hazell, 1971). Très populaire en programmation mathématique, en raison de la simplicité à intégrer dans un algorithme de programmation linéaire, ce critère cherche la valeur la plus faible du risque mesuré comme la moyenne des valeurs absolues des écarts à la moyenne. En général, on cherche à minimiser ce critère en ne retenant que les évènements défavorables (ceux inférieurs à la moyenne, par exemple).

Application aux espèces envahissantes

L'incertitude, dans le cas des espèces envahissantes, porte moins sur le fait qu'un dommage est possible (suffisamment de cas d'introductions ont été documentés par le passé), que sur l'étendue de ces dommages, et sur l'efficacité des mesures préventives envisagées. La

réglementation influence la distribution des issues environnementales, mais la probabilisation des issues possibles requise pour une analyse coûts / bénéfices s'avère le plus souvent difficile.

Mumford (2002) souligne la nécessité d'un cadre analytique cohérent qui sous-tende les décisions en matière de réglementation des espèces envahissantes, et rappelle que l'ACB peut fournir ce cadre transparent et objectif. En tant que principe, l'ACB a été largement adoptée comme un guide pour la prise de décisions d'ordre phytosanitaires, et constitue un élément de la gestion des risques à part entière dans les recommandations de l'IPPC, aux États-Unis et en Australie. De plus, le *New Zealand Biosecurity Act* de 1993 précise en quoi consiste une ACB appliquée aux décisions de quarantaine. Enfin, les réglementations européennes la recommandent également comme approche pour les décisions concernant les dommages à la biodiversité. Le principe de l'ACB est donc tout à fait compatible avec l'utilisation de listes blanches (ou noires).

Lorsque les données permettant la construction d'une ACB font défaut, plusieurs alternatives pratiques qui en conservent l'état d'esprit sont envisageables. Nairn et ses collaborateurs (1996) et Nunn (1997) discutent, par exemple, d'évaluations semi-quantitatives, ou d'arbres de décisions. La méthode utilisée par Cook (2001), de type « seuil de rentabilité », s'apparente à une ACB inversée, où l'on calcule le niveau de perte qui serait requis pour qu'une ACB recommande d'intervenir sur la base de bénéfices nets, puis on considère la probabilité que ce seuil soit effectivement dépassé. La Commission européenne (2000), prenant acte des coûts et des difficultés inhérentes aux méthodes d'évaluation des préférences environnementales, suggère, lorsque les données font défaut, de s'appuyer sur des chiffres obtenus dans des situations similaires ailleurs. Une autre alternative à l'ACB, moins coûteuse et nécessitant moins de données, proposée dans le livre blanc sur la responsabilité environnementale, est d'utiliser un « critère de raisonnabilité » qui tienne compte du consensus subjectif suivant lequel une gestion des risques serait raisonnable étant donné la connaissance actuelle du problème. Mumford souligne que ce critère est particulièrement adapté lorsqu'une décision rapide est nécessaire pour éviter qu'un envahissement s'étende au-delà d'un niveau contrôlable.

Ceci s'apparente à une approche de précaution. Bien que sujette à des interprétations diverses, une formulation opérationnelle généralement retenue du principe de précaution stipule que, là où les risques sur l'environnement provoqués par l'inaction réglementaire sont incertains mais non négligeables, l'inaction réglementaire est injustifiée (GISP, 2001). En d'autres termes, la justification en faveur de mesures préventives, si elle ne peut s'appuyer sur une analyse coûts / bénéfices en raison d'un manque de données, repose ici sur un argument de bon sens, la prévention étant généralement bien moins coûteuse que la réparation : « *An ounce of prevention is worth a pound of cure* ».

La question de l'allocation optimale d'un budget limité entre mesures de prévention et mesures de contrôle post-introduction d'espèces envahissantes n'est cependant pas triviale et constitue en elle-même un autre dilemme pour le régulateur public. Par exemple, dans le cas de *Diabrotica virgifera*, un insecte ravageur du maïs introduit accidentellement en Europe dans les années 1990, très mobile et connu pour faire chuter les rendements de manière considérable, la France a mis en place un programme extrêmement coûteux de surveillance, comprenant la pose de pièges, l'éradication des foyers découverts avec épandage de pesticides par hélicoptère, destructions des cultures de maïs et interdiction d'en replanter sur de vastes zones autour du foyer. Or, de nombreux spécialistes s'accordent à dire que, dans la mesure où

l'invasion a gagné du terrain dans des pays limitrophes (Italie, Allemagne) et que les zones à surveiller ne se limitent donc plus aux abords des aéroports, il est illusoire de croire que la France pourra rester indemne encore longtemps. Dans ces conditions, les autorités phytosanitaires sont confrontées à un dilemme entre la poursuite de cette stratégie coûteuse de prévention / éradication, et le passage à une stratégie d'adaptation (avec rotation des cultures ou plantation de maïs OGM). Cependant, l'éradication même très coûteuse peut être justifiée par la necessité de conserver son statut de pays / région indemne (d'un ravageur particulier) auprès des instances internationales (OIE, IPPC) pour ne pas voir se fermer les marchés à l'exportation.

Kim et Lewandrowski (2003) tentent d'analyser l'allocation efficace de ressources entre les mesures d'exclusion (restrictions d'importation, inspections, etc.) et celles de contrôle (contrôle biologique, éradication, etc.), avant et après l'introduction d'une espèce envahissante donnée. Ils introduisent une fonction de dommage dans un modèle d'optimisation dynamique, et montrent que les mesures d'exclusion (pré-introduction) ont généralement une plus grande efficacité économique que les mesures de contrôle. Le cadre d'analyse proposé est d'une grande cohérence, mais en pratique son utilisation se heurte aux mêmes difficultés qu'une ACB classique, et requiert en particulier des données concernant le taux de croissance de la population envahissante étudiée, la fonction de probabilité que l'espèce soit introduite à l'instant *t*, et la relation entre la densité de population et l'effort de contrôle.

Conséquences attendues dans le cas de la Nouvelle-Calédonie

La discussion introduite ci-dessus concernant les méthodes utilisables pour nourrir l'aide à la décision publique fait souvent référence à la qualité des informations scientifiques nécessaires. Cependant, il ne faudrait pas penser que la recherche d'une stratégie optimale de prévention et de lutte contre les espèces envahissantes ne s'appuie que sur les données disponibles (existence, qualité). L'analyse coûts / bénéfices vise à classer les différentes politiques de lutte envisageables, qu'elles soient privilégiées ou non par les décideurs publics : dans sa version la plus simple, il s'agit d'un critère positif, et non normatif. Cependant, la simplicité de sa formulation masque une hypothèse de pondération uniforme des parties prenantes : la somme simple des bénéfices (allant aux différents secteurs économiques) utilisée dans les calculs implique que le décideur public est indifférent à la position relative des différents groupes d'intérêt. Il s'agit déjà d'une hypothèse sur ses préférences, même si elle n'est pas réellement informative.

Par contre, des stratégies alternatives telles que celles proposées ci-dessus, comme émanant du principe de précaution, intègrent des préférences plus sophistiquées des décideurs publics. En d'autres termes, l'ACB de base ne considère aucune stratégie particulière quant au processus d'amélioration de l'information scientifique, elle n'opère aucune pondération des différentes parties prenantes dans le calcul des dommages et/ou des coûts, et enfin elle n'intègre aucun comportement d'aversion au risque. Par opposition, les stratégies alternatives représentent des situations plus complexes, reflétant les préférences du décideur vis-à-vis du risque. Ainsi, la stratégie coût / efficacité part d'un pré-requis réglementaire et cherche la solution la moins coûteuse pour l'atteindre : c'est une vision dans laquelle les instruments économiques de marché ont un rôle moindre à jouer. Les stratégies « *safety first* » mettent

quant à elles l'accent sur la recherche d'un risque minimum, étant donné un niveau de dommage prédéfini.

On le voit, chaque stratégie reflète les préférences implicites (ou explicites) des pouvoirs publics, mais les données disponibles jouent un rôle important dans la mise en pratique de ces critères (leur calcul). Une analyse coûts / bénéfices étendue incorporant des préférences vis-à-vis du risque, la valeur d'option liée à l'arrivée d'informations scientifiques nouvelles, et une pondération des bénéfices associés aux différentes parties prenantes serait certainement l'une des meilleures solutions, car intégrant une stratégie « *safety first* » comme cas particulier.

En définitive, des méthodes alternatives plus robustes que l'ACB existent bien, pour peu que les données disponibles soient plus fiables ou intéressantes du point de vue du modélisateur. Par exemple, si les dommages peuvent être approchés avec plus de précision dans le futur, une approche de valeur d'option utilisant des scénarios d'impact est particulièrement intéressante à considérer. Si la probabilité associée au dommage est relativement aisée à construire, des approches « *safety first* » peuvent être envisagées, partageant avec la première approche l'avantage d'une probabilisation de scénarios. Mais encore une fois, la règle de décision doit être au préalable conforme avec les préférences des décideurs publics.

Dans le cas de la Nouvelle-Calédonie, l'éventail des politiques ou mesures envisagées reste relativement limité :

- une politique de quarantaine à redéfinir avec établissement de listes blanches ou noires ;
- d'autres voies d'inspection (containers maritimes, poste) ;
- des taxes pigouviennes.

Si l'objectif est de limiter les risques encourus liés à une application ou à un contrôle insuffisant, même au détriment des bénéfices d'un ou de plusieurs secteurs, une approche « *safety first* » devrait être utilisée. Dans ce cas, il est vraisemblable que le secteur des jardineries / pépiniéristes sera le plus affecté si la limitation souhaitée du risque entraîne des conséquences économiques importantes sur ce secteur. Par exemple, une liste blanche d'espèces dont l'importation est autorisée revient à interdire de fait toutes celles dont l'innocuité n'est pas avérée, et à faire porter les coûts de la précaution aux secteurs qui pourraient tirer profit de leur introduction, sans qu'une analyse coûts / bénéfices ait établi la preuve que les dommages évités ne justifient les pertes économiques causées. Un argument en faveur de cette approche serait d'amener les parties prenantes concernées à s'impliquer dans la production des données qui manquent au décideur public. Si, comme en Nouvelle-Zélande, la possibilité de monter un dossier de demande d'introduction est prévue, ceci permet de révéler les préférences réelles des agents concernés (les démarches ne seront entreprises que si l'intérêt commercial de l'introduction de l'espèce est suffisant aux yeux du demandeur), et éventuellement de les faire réfléchir aux modalités d'une introduction compatible avec les exigences environnementales du pays. Si les préférences des pouvoirs publics vont par contre dans le sens de la recherche d'un bénéfice total non-pondéré le plus élevé possible, une politique de répartition des coûts plus diffuse sera éventuellement préférée (tourisme, importations générales), au détriment d'une incertitude plus forte sur les bénéfices réels de la politique.

 © IRD, 2006

Enfin, nous pouvons avancer que l'urgence de la réaction publique doit être le facteur essentiel de décision. Si les pouvoirs publics en Nouvelle-Calédonie sont à la recherche d'une politique ciblée et efficace au regard de l'utilisation des fonds publics, permettant de lutter contre les espèces envahissantes préalablement répertoriées selon leur degré de dangerosité, alors il leur faut attendre plus d'informations scientifiques précises (valeur d'option). En d'autres termes, une analyse coûts / bénéfices digne de ce nom demandera un temps que les pouvoirs publics pourront ou non qualifier de précieux. Si, par contre, la situation est jugée suffisamment urgente pour que le principe de précaution s'applique, des critères comme ceux présentés plus haut permettront d'évaluer la pertinence des politiques entreprises à court terme, sur la base d'une information scientifique limitée. Ces dernières seront néanmoins moins efficaces à terme, mais permettront de ne pas voir la probabilité d'une catastrophe écologique s'accroître, liée à l'irréversibilité des conséquences des invasions.

Bibliographie

ACKERMAN F., HEINZERLING L., 2004 - *Priceless: on knowing the price of everything and the value of nothing*. New York, New Press, 277 p.

BELHAJ HASSINE N., THOMAS A., 2001 - Aversion au risque des agriculteurs et décisions de production : le cas de l'agriculture irriguée en Tunisie. *Economie Rurale. Agricultures, alimentations, territoires,* 266: 91-108.

BONTEMS P., THOMAS A., 2000 - Information Value and Risk Premium in Agricultural Production: The case of Split Nitrogen Application for Corn. *American Journal of Agricultural Economics,* 82(1): 59-70.

COOK D. 2001 - An economic evaluation of the benefits from import clearance activities in Western Australia. *Australasian Agribusiness Review*, 9 : 11 p.

CROPPER M.L., EVANS W.N., BERARD S.J., DUCLA-SOARES M.M., PORTNEY P.R., 1992 - The determinants of pesticide regulation: A statistical analysis of EPA decision making. *Journal of Political Economy*, 100(1): 175-197.

DIXIT A.K., PINDYCK R.S., 1994 - *Investment under uncertainty*. Princeton, Princeton University Press, 468 p.

FARROW S., 2004 - Using risk assessment, benefit-cost analysis, and real options to implement a precautionary principle. *Risk Analysis,* 24(3): 727-735.

FREEMAN A.M., 1993 - *The measurement of environmental and resource values*: *theory and methods*. Washington, DC, Resources for the Future, 496 p.

GISP, 2001 - *Online Toolkit*. CAB International. En ligne : http://www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/gtcsum.htm .

HAAB T.C., MCCONNELL K.E., 2002 - *Valuing environmental and natural resources. The econometrics of non-market valuation*. Cheltenham, Edward Elgar, 326 p.

HAZELL P.B.R., 1971 - A linear alternative to quadratic and semi-variance programming for farm planning under uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics,* 53(1): 53-62.

JOHANSSON P.O., 1999 – « Theory of economic valuation of environmental goods and services ». *In* Van den Bergh J.C.J.M. (Ed.): *Handbook of environmental and resource economics*. Cheltenham, UK, Edward Elgar: 747 -754.

KAST R., 2003 - Calcul d'un coût économiquement acceptable pour la mise en pratique du principe de précaution. *Revue Economique*, 54(6) : 1307-1334.

KIM C.S., LEWANDROWSKI J., 2003 - *Economics of managing invasive perst species: exclusion and control*. Selected paper of the American Agricultural Economics Association, Annual Meeting, July 27-30, Montreal, Canada.

KOPP R., KRUPNICK R., TOMAN M., 1997 - *Cost-benefit Analysis and Regulatory Reform: an Assessment of the Science and the Art. Discussion Paper 97-19*. Washington DC, Resources for the Future, 60 p.

KRISTRÖM B., 1999 – « Contingent valuation ». In *Handbook of environmental and resource economics*. Cheltenham, UK, Edward Elgar, : ?? p.

MAHUL O., GOHIN A., 1999 - Irreversible decision making in contagious animal disease control under uncertainty: an illustration using FMD in Brittany. *European Review of Agricultural Economics,* 26(1): 39-58.

MUMFORD J.D., 2002 - Economic issues related to quarantine in international trade. *European Review of Agricultural Economics,* 29(3): 329-348.

NAIRN M.E., ALLEN P.G., INGLIS A.R., TANNER C., 1996 - *Australian Quarantine: a shared responsibility.* Canberra, National Centre for Disease Control, Department of Primary Industries and Energy, 284 p.

NUNN M., 1997 - Quarantine Risk Analysis. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 41(4): 559-578.

O'BRIEN M., 2000 - *Making better environmental decisions: an alternative to risk assessment*. Cambridge MA, MIT Press, 286 p.

POSNER R.A., 2005 - *Catastrophe: Risk and response*. Oxford, Oxford University Press, 322 p.

ROUMASSET J.A., 1976 - *Rice and risk: Decision-making among low-income farmers*. North Holland, Amsterdam (NL).

SIANI C., DE PERETTI Ch., 2003 - *Is Fieller's method applicable in all the situations?* Document de travail GREQAM, Université d'Aix-Marseille II, 37 p.

SIMBERLOFF D., 2005 - The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5): 216-222.

SMITH V.K., 1996 - *Estimating economic values for nature*: methods **for** non-market valuation. Cheltenham, UK, Edward Elgar Publishing, 605 p.

TREICH N., 2001 - Le principe de précaution est-il économiquement acceptable ? *INRA Sciences Sociales* n°6/00 (juillet 2001).

 © IRD, 2006

QUESTION 7

Quels sont les éléments d'un système de détection et de surveillance après l'introduction ? Peut-on en évaluer l'efficacité ?

Andy SHEPPARD[1], Lloyd LOOPE[2]

[1] CSIRO Entomology, GPO Box 1700, Canberra, ACT 2601, Australia – Courriel : Andy.sheppard@csiro.au

[2] US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

Détection

Pourquoi une détection précoce est-elle nécessaire ?

La détection précoce de la présence d'une espèce envahissante peut faire toute la différence entre la possibilité de mettre en œuvre des stratégies offensives (éradication) et la possibilité de se limiter à une stratégie défensive (contrôle) qui exige habituellement un financement infini (Hobbs et Humphries, 1995 ; Rejmánek et Pitcairn, 2002). Même avec une approche agressive et bien financée pour stopper les invasions dans des pays comme la Nouvelle-Zélande et l'Australie, de nombreuses espèces potentiellement envahissantes sont déjà présentes et non détectées dans ces pays (Hosking et *al*., 2004) ou pénètrent sans être détectées par les protections aux frontières.

Un programme de détection efficace exige que les informations disponibles sur les espèces étrangères présentes dans la zone cible puissent être facilement obtenues comme base de travail. Même dans des pays comme l'Australie où la détection des espèces étrangères est très active, de nombreuses espèces que les agences de quarantaine tentent de ne pas laisser entrer se sont déjà naturalisées. Ce serait une perte de ressources que de mettre en œuvre une quantité de contrôles aux frontières contre toute espèce envahissante étrangère potentielle si, d'un autre côté, la détection de leur présence n'a pas été réalisée. Ceci reflète le résultat d'un manque d'investissement efficace dans la détection précoce et dans la mise à jour de la documentation des espèces déjà présentes (Hosking et *al*., 2004).

Les meilleures pratiques organisationnelles

Il est logistiquement impossible de mettre en place, au niveau du pays entier, une surveillance et une détection précoces de toutes les espèces nuisibles potentielles. La détection précoce doit donc être ciblée (Stephenson et *al*., 2003), par exemple sur la base d'une liste de priorités ou d'alerte des nuisibles probables[1].

La meilleure méthode de détection des végétaux nuisibles est la « surveillance générale » *via* une meilleure compréhension de la nécessité des quarantaines et une meilleure coopération entre les secteurs public et privé de la communauté (Delane et Lloyd, 2002 ; Wilson *et al*., 2004). Dans ce contexte, la détection précoce peut être ciblée de deux manières, par l'industrie première et par la zone géographique de risque élevé.

Chaque industrie première peut dresser la liste des végétaux nuisibles clés non encore avérés comme présents dans le pays et qui constitueraient une menace prioritaire pour l'industrie. En Australie, c'est ce que l'on appelle les « Plans de biosécurité industrielle », qui sont la base du ciblage des détections. Pour chaque espèce nuisible

[1] http://www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm; www.issg.org/booklet.pdf

menaçante identifiée, un plan de réponse d'urgence est développé (PHA, 2005), qui définit :

- 1) le nuisible, le moyen de détection et les sources d'information quant à son identification ;

- 2) une estimation de son impact sur la production, les industries associées et les écosystèmes indigènes ;

- 3) des recommandations quant à la sélection des traitements de contrôle ;

- 4) la planification d'études après détection ;

- 5) des protocoles pour la définition de zones de quarantaine et le contrôle des mouvements ;

- 6) les méthodes et la probabilité d'éradication.

Comme les parties prenantes industrielles et les personnels de recherche et d'assistance associés seront probablement les premiers à détecter ces nouveaux nuisibles, ce procédé leur donne toutes les informations et tout le support technique nécessaires pour réagir à la probabilité d'une détection. Les responsables nationaux de la détection, qui servent de point de contact entre le détecteur et les services d'identification et de réaction, sont eux aussi une initiative récente (Weeds CRC, 2004).

Les systèmes de détection, aux points d'entrée et sur les voies qui en sortent, constituent un mécanisme clé pour le ciblage des nuisibles envahissants à haut risque et à fort impact. Ces rôles de détection exigent un personnel dédié, financé par des fonds publics ou privés. La coopération entre le secteur public et l'industrie pour la détection de nouvelles espèces envahissantes est vitale pour le succès de la détection. De tels sites aux points d'entrée et de sortie incluent :

- les terminaux des aéroports et les ports marins, les frets, les containers et les abords des routes qui en sortent ;

- les ports industriels privés (par exemple, les industries pétrochimique et minière) et les usines de traitement des matières premières importées (par exemple, le bois d'œuvre) ;

- les zones de stockage des machines de grande taille importées ;

- les bases militaires, etc.

Le gouvernement peut réglementer pour assurer que chaque industrie est responsable de la gestion de la détection des espèces exotiques envahissantes les plus menaçantes associées à ses activités. En échange de quoi, comme en Australie par exemple, il existe entre les secteurs public et privé un partage des coûts pour une réaction rapide aux nouvelles incursions. Cela encourage les exploitants à agir lorsqu'ils

détectent une nouvelle espèce de nuisible étranger dans leurs récoltes. Les zones urbaines à forte densité de population sont aussi des zones clés risquant de nouvelles incursions. Dans ces zones, une vigilance publique maximum peut être encouragée et aidée *via* des groupes d'intérêt public spécialisés, responsables de la détection et de l'annonce d'incursions, assistés par des services d'identification.

Une approche régionale de la biosécurité peut aider aux efforts de ciblage des détections. L'apparition d'un nuisible étranger sur une île du Pacifique peut être communiquée dans toute la région pour augmenter la vigilance de détection de cette espèce sur les îles non infestées. L'arrivée de la cicadelle à ailes vitreuses (*Homalodisca coagulata*) à Tahiti en provenance d'Amérique du Nord, par exemple, a créé une prise de conscience des organisations de détection dans d'autres îles du Pacifique et en Australasie. Une approche régionale aide également à économiser les efforts de détection sur des étendues terrestres de grande taille (Braithwaite, 2000).

Végétaux

Les végétaux envahissants ont généralement une phase de dormance significative, entre leur naturalisation dans une nouvelle zone et leur reconnaissance en tant que nuisible. Cette phase peut durer des dizaines d'années. En conséquence, de nombreux végétaux potentiellement envahissants peuvent être détectés, sans que l'on sache lesquels deviendront envahissants, et quand. Comme seule une petite proportion de ces végétaux exotiques naturalisés deviendront envahissants et comme les végétaux exotiques naturalisés ne peuvent pas être tous éradiqués, la détection des végétaux exotiques doit aller de pair avec une surveillance et un contrôle, avant qu'une décision quelconque quant aux mesures à adopter puisse être prise. La seule exception à cette règle concerne les espèces connues internationalement pour être hautement envahissantes et extrêmement onéreuses à gérer ou à éradiquer une fois que l'invasion a commencé (*Orobanche* spp. est un exemple clair d'une espèce pour laquelle les tentatives d'éradication suivent immédiatement la détection ; Jupp et *al.*, 2002). Ces espèces doivent être définies pour chaque région et sont fréquemment présentes sur une « liste d'alerte »[2].

Une étude des nouvelles incursions récentes de végétaux exotiques en Australie montre que 65 à 75 % des nouveaux taxons naturalisés résultaient d'introductions délibérées, et que la grande majorité était à des fins ornementales (Groves et Hosking, 1997). Les zones de bush périurbaines constituent donc la zone clé des activités de détection des nouveaux végétaux naturalisés et potentiellement envahissants qui sont « passés de l'autre côté de la haie ». L'encouragement des associations horticoles et botaniques publiques pour cette activité créé également une prise de conscience dans le public. Ce type de détection précoce de végétaux envahissants ou potentiellement envahissants peut également le plus souvent être un outil efficace facilitant l'éradication sur les petites îles (Timmins et Braithwaite, 2002).

[2] http://www.weeds.org.au/cgibin/weedident.cgi?tpl=ibra. tpl&s=0&ibra=all; http://www.deh.gov.au/biodiversity/invasive/weeds/alert-list.html

Invertébrés

Contrairement aux végétaux, la plupart des introductions d'invertébrés sont accidentelles (Emberson, 2000). La détection des arthropodes nuisibles peut être facilitée par diverses techniques de piégeage. Comme dans d'autres îles du Pacifique, les mouches du fruit (Diptera : *Tephritidae*) ont traditionnellement reçu et reçoivent encore la plus grande attention[3]. Les pièges à phéromone pour les mouches du fruit, posés autour des zones de culture sensibles ou autour des points d'entrée probables, sont un outil efficace en Australie. De la même manière, l'installation de ruches près des points d'entrée permet de détecter des nuisibles des ruches, tels que l'acarien varroa (*Varroa jacobsoni*) en Australie.

Les fourmis ont également fait récemment l'objet de beaucoup d'attention, du fait de l'inquiétude relative à la fourmi rouge importée (*Solenopsis invicta*), qui a été détectée depuis 2001 et éradiquée deux fois sur l'île nord de la Nouvelle-Zélande et une fois en Australie (hors de la région de Brisbane où l'invasion a commencé). La détection des fourmis rouges est centrée sur les équipements et autres matériels qui importent de la terre de l'étranger.

Maladies

La détection des nouvelles maladies végétales et animales est exceptionnellement difficile, et la plupart des détections sont probablement celles de maladies présentes dans le pays depuis un certain temps. La quasi-totalité des détections de maladies ne peuvent être efficacement gérées que par chaque industrie primaire et *via* des réseaux régionaux pour créer la prise de conscience et promouvoir la détection dans les régions environnantes. Des maladies des arbres, telles que *Phytophthora* spp. (chromista), la maladie hollandaise de l'orme (*Ophiostoma ulmi*) et le chancre du châtaignier (*Cryphonectria parasitica*), ont des conséquences environnementales plus vastes, mais sont bien tenues à l'écart par une stricte réglementation de l'importation de bois d'œuvre, plutôt que par des programmes de détection active.

Les services d'assistance

Pour être efficaces, les programmes de détection doivent aller de pair avec un accès facile aux services d'identification et aux collections de référence. Il ne serait pas économique que chaque pays, et chaque île, ait son propre service d'identification : un programme d'assistance régional est probablement le moyen le plus approprié pour les petits systèmes insulaires. Dans la région Pacifique, le ministère de l'Agriculture et le « *Forestry National Plant Pest Reference Laboratory* » en Nouvelle-Zélande sont les administrations clés pour l'identification de nuisibles non indigènes suspects (Stephenson et *al.*, 2003). En Australie, ces services sont répartis entre 15 organisations d'État et fédérales, universités et sociétés de recherche [4]. Hawaii a accès aux services d'identification de l'USDA fédéral.

Un autre aspect important pour une détection précoce est la mise à disposition de représentations efficaces des cibles : les posters fonctionnent bien. Les images et les

[3] www.spc.int/Pacifly
[4] http://www.planthealthaustralia.com.au/APPD/legal.asp

informations sur les végétaux envahissants et les organismes nuisibles, dans les îles du Pacifique et ailleurs, sont de plus en plus disponibles sur Internet[5]. La fourniture de mécanismes d'identification et d'information pour les programmes de détection précoce professionnels (actifs et passifs) et publics (passifs) est d'évidence très importante.

L'Australie et la Nouvelle-Zélande ont été des pays pionniers en termes de programmes d'éducation du public pour améliorer la prise de conscience et pour faciliter l'annonce précoce de nouvelles espèces de végétaux en général, ou d'espèces de végétaux ciblées à haut risque (Timmins et Blood, 2003 ; Bill et *al.*, 2004 ; McCluggage, 2004 ; McArthur et *al.*, 2004). Ces deux pays ont créé conjointement un annuaire de contact, « *Weed Navigator* » (Blood et *al.*, 1998) ; les chercheurs français ont eux mis en ligne des clés faciles à utiliser pour l'identification de végétaux (Le Bourgeois et *al.*, 2004).

Systèmes de surveillance et de notation

La surveillance et le contrôle dans le contexte décrit ici concernent d'une part l'évaluation des espèces potentiellement envahissantes après leur détection et, d'autre part, dans le cadre d'analyses de risques liés aux nuisibles, l'établissement de zones exemptes de nuisibles et la préparation de listes des nuisibles (FAO, 1997). Les systèmes d'étude et de surveillance aux fins de détection des nuisibles sont traités ci-dessus. La détermination des nuisibles à fort impact qui doivent être ciblés pour une surveillance active est basée sur la réputation, la biologie et l'épidémiologie des nuisibles, ainsi que sur la disponibilité de techniques efficaces pour leur détection (Ganev et Braithwaite, 2003). Comme la grande majorité des espèces étrangères ne deviennent pas envahissantes, la surveillance constitue un moyen pour savoir quelles espèces exotiques naturalisées demandent une action prioritaire après leur détection. La règle controversée dite règle des « un dixième, ou des 10 % », ou également règle des « 3 x 10 », est une règle statistique qui sert de repère pour les invasions réussies entre les groupes. Elle provient d'un ensemble de données qui montrent qu'environ 10 % des organismes exotiques introduits accidentellement se naturalisent et qu'environ 10 % de ceux-ci deviennent des espèces envahissantes significatives (Williamson, 1996). Sur cette base, une nouvelle incursion détectée n'a qu'une chance relativement petite de devenir un problème d'envahissement, et la grande majorité des espèces exotiques naturalisées ne deviendront probablement pas des espèces étrangères envahissantes. Ce faible taux de base limite de façon significative notre capacité à détecter quelles espèces, dans un groupe d'espèces potentiellement envahissantes, deviendront effectivement envahissantes. La surveillance est un mécanisme proposé pour essayer d'améliorer notre capacité à y parvenir, mais elle est handicapée par ce faible taux de base (Sheppard et *al.*, ce volume).

Pour la plupart des incursions de nuisibles invertébrés exotiques reconnus et de maladies, la mise en place de stratégies d'éradication ou de confinement devrait être

[5] par exemple, recherches *via* www.google.com, www.hear.org et bases de données en ligne centralisées http://www.planthealthaustralia.com.au/APPD/queryForm.asp

quasiment immédiate, en supposant qu'il y ait des mécanismes et des ressources, au sein de la communauté spécialisée dans la santé végétale, permettant cette mise en place. Les végétaux envahissants constituent cependant une priorité généralement moins importante que d'autres types d'espèces étrangères envahissantes, parce qu'ils sont lents à s'étendre et à créer des problèmes évidents. Il existe une tendance à attribuer des mesures et des ressources aux envahisseurs les plus rapides, ce qui a pour conséquence, à long terme, des pertes économiques beaucoup plus élevées dues aux végétaux envahissants.

Des travaux récents (Williams, 2003) suggèrent que l'utilisation de systèmes de surveillance au sol et d'évaluation interne des risques liés aux végétaux (pour choisir dans une gamme d'espèces exotiques naturalisées laquelle est la plus susceptible de générer des problèmes économiques ou environnementaux) peut s'avérer non économique et que toutes les nouvelles détections devraient être éradiquées (Panetta et Timmins, 2004 ; Harris et *al.*, 2004). La surveillance reste cependant une pratique standard partout dans le monde pour contrôler et gérer les espèces envahissantes et nous présentons ici une gamme de systèmes et de techniques liés à cette approche traditionnelle.

Évaluation interne des risques liés aux végétaux

L'évaluation des risques liés aux végétaux (*Weed Risk Assessment*, WRA ; voir Sheppard et *al.*, ce volume ; Smith et *al.*, 1999) est normalement utilisée lors des contrôles aux frontières pour décider si une nouvelle espèce, dont l'introduction est proposée, est susceptible de devenir une future espèce envahissante et pour décider si elle doit ou non être importée. Cependant, l'évaluation des risques liés aux végétaux est également utilisée maintenant au-delà des frontières. Williams (2003) a effectué une analyse des systèmes d'évaluation des risques liés aux végétaux par rapport à une évaluation des risques liés aux végétaux à l'importation (voir Sheppard et *al.*, ce volume). Celle-ci est présentée ici pour référence, mais la totalité du document devrait être étudiée.

Choix d'un système

Les objectifs de la caractérisation des nuisibles potentiels en quarantaine sont relativement simples parce que les espèces viennent juste d'arriver. À l'inverse, les objectifs et les exigences d'information d'un système d'évaluation interne des risques liés aux végétaux changent au fur et à mesure que l'espèce s'étend. Les décisions sont prises à un niveau de plus en plus local. La politique et l'économie peuvent être de plus en plus présentes dans l'analyse parce que les bénéficiaires du contrôle sont identifiables et parce que la concurrence, en termes de ressources entre secteurs, augmente (Panetta et *al.*, 2001). Ces derniers points ne sont pas traités ici de façon exhaustive (Wainger et King, 2001). Le choix des systèmes d'évaluation interne des risques liés aux végétaux doit donc prendre en compte le stade d'extension de tous les nuisibles comparés, leurs impacts sur les systèmes qu'ils affectent, les avantages (et les bénéficiaires) potentiels des efforts de contrôle, et la qualité des informations disponibles. Ces facteurs varient grandement à l'intérieur d'un pays et également d'un pays à un autre : il existe de nombreux systèmes d'évaluation interne des risques liés aux végétaux en utilisation (Tableau 1). Souvent, plusieurs sont utilisés simultanément dans un pays, même à un niveau national.

Tableau 1 : Les principaux systèmes utilisés essentiellement pour l'évaluation interne des risques liés aux végétaux et la mise en place de priorités

Auteur(s)	Approche
Champion et Clayton, 2001	Scores sur l'écologie et la biologie des végétaux, et sur l'enherbement pour les végétaux aquatiques
Esler et *al.,* 1993	Additionne les scores de capacité de réussite et le score d'enherbement
Hiebert, 1997	Pondère l'impact relatif avec la facilité de contrôle et le coût d'un retard
Randall, 2000	Scores de pouvoir envahissant / d'impacts / de distribution potentielle / de stade d'invasion
Tucker et Richardson, 1995	Modélise des attributs des espèces et les fait correspondre à l'environnement
Timmins et Owen, 2001	Approche explicite du végétal opposée à l'approche du site. Considère la valeur de la zone potentiellement touchée
Virtue et *al.,* 2001	Multiplie les scores de pouvoir envahissant, d'impacts et de distribution (actuelle et potentielle)
Wainger et King, 2001	Met en lien la probabilité de dommages, les fonctions définies du paysage et l'échelle de menace pour une réponse appropriée

Le système de Randall (2000) est un système sain et pratique pour une application à un niveau local. Les systèmes plus précis et écologiquement défendables sont centrés sur des biomes spécifiques, tels que les terrains arbustifs d'Afrique du Sud (Tucker et Richardson, 1995) ou les végétaux aquatiques (Champion et Clayton, 2001). Les systèmes aquatiques forment presque une classe à eux seuls et les autorités devraient être circonspectes à propos de toute nouvelle espèce de terrains humides. Globalement, des systèmes généralisés sont probablement les premiers à être nécessaires dans la plupart des pays. En outre, le détail des relations entre les attributs des espèces et l'environnement, qui rend l'efficacité des systèmes spécifiques à un biome, est mal compris pour la plupart des biomes.

Un système unique, applicable à une grande échelle, ne peut être recommandé avant que les objectifs du système d'évaluation interne des risques liés aux végétaux ne soient déterminés. Les pays qui mettent en place des systèmes d'évaluation des risques liés aux végétaux au niveau national devraient s'assurer que les données réunies sont applicables à toute une gamme de stades d'extension et d'échelles spatiales du contrôle des végétaux. Les ressources nationales, mises à disposition par le gouvernement central pour l'évaluation, devraient être attribuées là où les avantages à long terme seront les plus importants. Cela signifie d'abord un système de criblage aux frontières, puis un système de classement prioritaire des espèces dans les premières phases d'établissement ou d'extension, et uniquement ensuite des espèces qui ont consolidé leur extension. Pour ce dernier groupe, le système détaillé de Virtue et ses collaborateurs (2001) à un niveau national ne pourrait être amélioré qu'avec des efforts considérables mais il devrait être adapté à la zone concernée.

Les facteurs à prendre en compte

Ce chapitre décrit les facteurs à prendre en compte, le type d'informations nécessaires et susceptibles d'être disponibles à différents stades d'extension, et le processus de détermination du type de système d'évaluation des risques liés aux végétaux requis pour un ensemble spécifique de circonstances. Nombre de ces points sont pertinents pour toute une gamme de stades, d'une propriété unique à un pays tout entier, et ils sont toujours limités par la quantité totale de ressources pour le contrôle des nuisibles dans la zone en question.

Historique des congénères

Ce facteur n'est que rarement pris en compte comme composante de risque des systèmes conçus pour les espèces aux touts premiers stades d'extension. On trouve des exceptions là où cette association est impliquée par le groupe d'espèces classées, par exemple, les pins (Tucker et Richardson, 1995). Le comportement d'espèces du même groupe (par exemple, la famille, le genre), à plusieurs niveaux de regroupement taxonomique, peut être utilement incorporé à des évaluations internes des risques liés aux végétaux. Cela est particulièrement applicable aux espèces aux tous premiers stades d'extension parce qu'en l'absence d'autres informations cela peut contribuer à définir une probabilité de succès de l'invasion. La prolifération est concentrée dans certains genres pour certaines familles et est largement dispersée entre de nombreux genres dans d'autres familles (voir plus loin la partie sur les taux de naturalisation). Que ces estimations de probabilité puissent être faites au niveau de la famille, ou au niveau de la sous-famille, dépend de la taille de la famille et des genres du végétal. De nombreux genres sont trop petits pour pouvoir donner des ratios statistiquement fiables.

Contrôle « orienté végétal » et contrôle « orienté site »

Il existe une tendance à ne contrôler que les espèces familières qui sont traditionnellement contrôlées. Cette inertie exige un système de mise en place de priorités qui réattribue les ressources des espèces individuelles, qui sont devenues incontrôlables à une échelle définie, vers celles qui sont potentiellement contrôlables à la même échelle. Lorsque les tentatives d'éradication d'une espèce ou de réduction en dessous d'une densité de population définie sur la totalité d'une zone définie (contrôle « orienté espèce ») ont échoué, l'espèce ne doit alors être contrôlée que dans des lieux spécifiques de haute valeur au sein de la zone (contrôle « orienté site »). Ce concept a été développé pour les végétaux nuisibles en Nouvelle-Zélande (Williams, 1997) et l'application de ce principe aux terres publiques à protéger est expliquée par Timmins et Owen (2001). Il est applicable à divers systèmes, dont les systèmes agricoles, et peut être utilisé pour classer par ordre de priorité les nuisibles à contrôler à un niveau national.

Stade d'invasion

Une estimation du stade d'infestation d'une espèce, ainsi qu'un critère de remplacement, est nécessaire pour pouvoir déterminer la possibilité de mise en pratique du contrôle. Une valeur du taux d'extension peut être donnée par le temps de résidence dans la zone, si celui-ci est connu, comparé à la distribution actuelle. Cependant, à moins qu'une espèce végétale soit déjà classée comme organisme indésirable dans une zone spécifique, seule son extension déclenche (dans la plupart des cas) la prise de conscience d'un nouveau nuisible potentiel. À ce stade, la plupart des nuisibles récemment reconnus sont bien établis et prolifèrent. Lorsque les distributions sont inconnues, l'approche la plus simple du stade d'infestation qui permet d'éviter la difficile question interprétative du taux d'extension consiste à se demander si l'espèce est bien établie, en cherchant à savoir le nombre, la taille et la distribution des infestations. Cela est aussi très étroitement lié au contrôle potentiel de l'espèce – celles qui s'étendent rapidement seront généralement bien établies avec de nombreux sites, et seront plus coûteuses à contrôler si elles sont largement étendues. Ces facteurs de portée et de taux d'extension doivent être pris en compte dans le contexte du temps de régénération des espèces. Une espèce ne s'étend pas nécessairement d'abord aux

habitats les plus favorables ou potentiellement endommageables. Doivent être pris en compte les habitats les plus favorables et/ou les utilisations les plus vulnérables des terrains qu'une espèce pourrait rencontrer lors de son extension.

Conditions préalables à l'éradication d'un nuisible

Les systèmes permettant de déterminer si l'espèce est candidate à un contrôle « orienté végétal » ou « orienté site » doivent donner un résultat du type « oui ou non ». Les prédictions de résultats de la gestion d'une espèce nuisible peuvent être plus fiables que celles concernant des interactions d'écosystèmes et économiques plus complexes. La question : « Est-il possible d'éradiquer ce nuisible ? », trouve une réponse plus facilement que : « Aura-t-il un effet sur la biodiversité ? » ou « Quel impact économique aura-t-il ? ». Même pour les végétaux nuisibles les mieux installés, particulièrement dans les systèmes naturels, le déclencheur le plus significatif de leur gestion peut être également déterminé en premier lieu par le coût et l'efficacité des mesures de contrôle (Panetta et James, 1999).

L'extermination d'espèces n'a été que rarement réalisée sur des surfaces supérieures à quelques hectares (Simberloff, 2002, 2003), où que ce soit dans le monde. Quels que soient la zone couverte et les impacts perçus d'un nuisible, il y a des questions essentielles pour la prévention, le choix et la détermination du niveau de gestion :

- Tous les individus de l'espèce peuvent-ils être localisés, et des mesures de contrôle pratiques sont-elles disponibles ?
- Tous les individus peuvent-ils être ciblés dans une période de temps définie dictée par le cycle de vie du végétal ?
- Les réponses du végétal au contrôle sont-elles connues ?
- Y a-t-il des ressources pour traiter des nouveaux végétaux, au moins aussi vite qu'ils apparaissent, disponibles pour les travaux de suivi ?

Les espèces nuisibles pour lesquelles une réponse « oui » est prépondérante à ces questions ont une priorité plus haute pour un contrôle « orienté végétal » que les espèces pour lesquelles la réponse est « non ». Des informations sur plusieurs aspects d'une espèce sont nécessaires avant que l'on puisse répondre à ces questions.

Attributs biologiques

Une remarque d'avertissement doit être faite ici. Une vaste gamme d'attributs biologiques ont été utilisés dans des tentatives de caractérisation de l'envahissement et de tri par priorité des espèces à contrôler. Les attributs biologiques ne sont que supposés correspondre au caractère envahissant, même si l'on entend par là extension, et non impact. Si certaines règles très générales associant les attributs des espèces au caractère envahissant émergent, elles ne s'appliquent qu'à quelques groupes de végétaux dans des habitats spécifiques. Ils ont souvent des régimes de perturbation particuliers, y compris ceux déterminés par les activités humaines. Dans de nombreux systèmes naturels ou semi-naturels, l'importance relative des divers modes de dispersion est inconnue. Par exemple, tant que le nombre relatif des végétaux ligneux potentiels (dispersés par le vent) et des végétaux à fruits charnus potentiellement disponibles pour coloniser la

végétation boisée des plaines en Nouvelle-Zélande n'est pas connu, on ne peut être sûr de savoir si le syndrome des fruits charnus a, en soi, conduit à l'abondance relative de ce dernier groupe. Ainsi, des attributs tels que le mode de dispersion peuvent être utilisés avec plus d'intégrité s'ils sont utilisés indirectement pour déterminer les options de gestion, telles que la fréquence de recherche, plutôt que pour tenter de prédire les taux d'invasion en tant que tels.

Facilité d'éradication

L'intensité du contrôle des végétaux peut être pensée comme le produit de la difficulté à éradiquer un individu à la première apparition, incluant des facteurs tels que les effets hors de la cible, multiplié par la fréquence des visites pour traiter à nouveau l'infestation. Si une espèce végétale a un historique d'envahissement, il est alors probable qu'elle a certains attributs identifiables qui la rendent comme telle (par exemple, une banque de graines persistantes) et qu'elle a fait l'objet de tentatives de contrôle par ailleurs. Cela aide à évaluer la difficulté du contrôle dans la nouvelle zone. Lorsqu'il n'y a aucun historique, pas même de culture ou d'envahissement dans la région d'origine, la facilité d'éradication doit être supposée à partir des attributs de l'espèce ou de ses congénères en fonction d'un classement à définir.

Moment de la détection

La détection de nouvelles infestations sous une ou deux générations est importante si l'espèce doit être éradiquée ou contenue dans une petite zone. Cela signifie que l'espèce doit être reconnaissable en tant que nuisible à un stade précoce. Les espèces cryptiques dans la nature, telles qu'une herbe courte ou une liane avec un feuillage non remarquable, sont susceptibles d'être confondues avec des espèces désirées par un observateur modérément informé. Elles ont toute probabilité de s'étendre avant d'être identifiées comme nuisibles. Elles seront plus difficiles à contrôler que les espèces évidentes.

Capacité de reproduction

La quantité de graines viables et la reproduction végétative peuvent être des composantes critiques du succès d'une invasion. Cependant, il y a moins de certitude sur l'importance relative de ces facteurs pour l'invasion, ou la facilité d'éradication. Les espèces ayant des banques de graines persistantes peuvent être tout aussi difficiles à éradiquer que celles n'ayant pas de banques de graines mais ayant une reproduction végétative. Il existe des preuves que les espèces ayant plus d'un système de reproduction sont plus envahissantes, en moyenne, que celles qui n'ont qu'un seul système. Cela tient en partie au fait que les différentes stratégies peuvent permettre à l'espèce de traverser une gamme plus vaste de barrières à l'invasion. Lorsque la population augmente, les barrières changent. Les espèces peuvent donc être classées selon le nombre de stratégies de reproduction dont elles disposent, sans préjuger de l'importance relative de ces stratégies.

Capacité de dispersion

Le potentiel de dispersion est d'évidence essentiel, mais l'importance relative des différents mécanismes de dispersion ne doit pas être surestimée dans l'évaluation du risque végétal – la plupart des végétaux ont un système de dispersion quelconque. Les graines transportées par le vent parcourent couramment de longues distances, et les

graines de petite taille, davantage que les graines de grande taille, peuvent être consommées et dispersées par une gamme plus importante d'animaux. Mais la taille des graines doit toujours être considérée dans le contexte de la gamme des agents de dispersion disponibles et des mécanismes de dispersion potentiels dans la zone : la dispersion passive par l'eau, par les machines (etc.) et *via* des contaminants dans le produit, peut être plus importante que les caractéristiques biologiques. Alternativement, il peut y avoir une interaction : par exemple, les graines de petite taille seront plus susceptibles d'être transportées par les machines que les graines de grande taille. Lors de l'évaluation du risque d'invasion, les voies de dispersion probables (cours d'eau, chemins de ferme, de façon aléatoire) doivent également être prises en compte, tout comme le caractère approprié du paysage aux alentours. Aux premiers stades de l'invasion, une contribution importante de la capacité de dispersion à l'envahissement est un indicateur de la capacité à se cacher, comme expliqué plus haut.

Personnes

Les attitudes des personnes vis-à-vis des espèces végétales varient grandement. Si certaines espèces sont considérées comme une nuisance par tout le monde, d'autres sont utiles pour divers secteurs de la communauté. Les résultats des activités humaines impliquant ces espèces utiles, qui incluent des nuisibles reconnus comme tels, peuvent avoir une influence considérable sur leur extension. Les attitudes vis-à-vis d'une espèce doivent être prises en compte et, de manière générale, les espèces favorisées pour une raison ou pour une autre seront les plus difficiles à éradiquer. Pour qu'un programme d'éradication valide l'espèce visée (à éradiquer) dans une zone définie, il faut que la probabilité de nouvelles invasions à partir de sources extérieures soit nulle, voire très faible. C'est souvent impossible pour les espèces cultivées commercialement qui sont aussi des nuisibles. Il peut être possible de limiter le risque pour les terres qui se trouvent au-delà des plantations, en empêchant les espèces de se régénérer dans la zone définie. Cette option ne peut être appliquée que lorsque deux conditions sont réunies : 1) l'avantage qui découle de cette nouvelle espèce doit être plus grand que le risque et 2) des procédures de gestion du risque végétal doivent être mises en place tant que l'espèce est cultivée commercialement.

Correspondance climatique

L'utilité de la correspondance climatique pour une évaluation du risque végétal change lorsqu'un nuisible s'étend. Aux stades précoces, une large correspondance entre la zone source (native et/ou adventive) et la portée potentielle est nécessaire pour considérer que l'espèce est un nuisible potentiel. En effet, le climat constitue un facteur essentiel dans la limitation, ou au contraire, dans la possibilité de l'extension. De nombreuses herbes originaires d'Afrique tropicale, par exemple, sont maintenant largement répandues dans les zones tempérées. Aux derniers stades, et à une échelle locale, la correspondance climatique est moins importante parce que l'espèce a montré sa capacité à s'étendre. Ainsi, la correspondance climatique entre la portée actuelle et la portée prédite est particulièrement utile comme outil de création de priorités aux stades intermédiaires d'extension, particulièrement à l'échelle d'un pays. La correspondance climatique exige des données de distribution précises dans les zones à prendre en compte. Sur une base pays par pays, cela exige des bases de données nationales complètes. Si les données sont réunies sur une base régionale, par exemple, le sud de

l'Amérique du Sud (peut-être sous la responsabilité d'organisations telles que le COSAVE[6]), cela pourrait avoir une plus grande utilité que sur une base uniquement nationale. La correspondance climatique est une activité spécialisée dépassant la portée du présent rapport, mais nous renvoyons le lecteur à l'article de Kriticos et Randall (2001) pour un résumé de l'applicabilité de plusieurs suites logicielles à ce sujet en Australie.

Impact

Les nuisibles ont des impacts économiques, écologiques et/ou sociaux, et la méthode d'évaluation doit définir lequel de ces impacts elle tente d'évaluer. Des estimations fiables de l'impact ne sont possibles qu'après que le nuisible ait commencé à s'étendre. Les estimations d'impact comportent souvent un calcul de l'unité d'impact multipliée par une mesure de la zone couverte. Plusieurs types d'impact peuvent être déterminés, ou estimés, pour une ou plusieurs espèce(s), et incorporés dans un système de notation (Virtue et *al.*, 2001). Les impacts peuvent être déterminés sur une échelle très grossière et être mis en équation uniquement avec le facteur « présence de l'espèce » (par exemple, une espèce est présente dans un nombre « x » de systèmes d'utilisation de la terre et dans un nombre « y » de régions d'un pays). Des échelles beaucoup plus fines peuvent être utilisées, et extrapolées sur la portée potentielle de l'espèce : par exemple, un végétal est « vaporisé » à un coût de « w » dollars sur un nombre « x » d'hectares, ce qui se monterait à « z » dollars sur sa portée potentielle.

Les impacts de l'espèce dans d'autres zones peuvent être applicables dans la nouvelle zone. En l'absence d'historique, l'impact doit être estimé à partir des attributs de l'espèce. Ceux-ci seront différents selon l'utilisation de la terre susceptible d'être affectée. Dans les systèmes agricoles, l'impact des nuisibles associés peut être pertinent. Pour les terres non cultivées, à l'inverse, il n'y a pas de mesure d'impact universelle. Parker et ses collaborateurs (1999) proposent des paramètres qui peuvent être quantifiés : I (impact général) = R (portée) × A (abondance) × E (impact par habitant).

Les espèces varient largement en terme de biomasse à maturité qui peut être générée à partir d'une propagule (graine) ou d'un ramet (morceau de tige ou de racine) unique. Une estimation de la biomasse et de l'étendue d'une espèce peut contribuer à une estimation rudimentaire de l'impact. Il peut y avoir une preuve de son taux de croissance en termes de hauteur et de zone couverte. Celles-ci seront probablement dans une gamme de plus de dix ordres de grandeur : par exemple, comparons une herbe unique de 10 cm de hauteur par 25 cm^2 (0,002 m^3), à une herbe pérenne type de 1 m^2 avec une hauteur de 1 m (1 m^3), et aux arbres de 10 m de hauteur avec des couronnes de 10 m de diamètre (1 000 m^3). « E » est associé au logarithme du volume d'un végétal unique : 1, 10, 100, 1 000, 10 000. Ces données peuvent être ramenées à une notation de 1 à 5. La biomasse comme mesure de remplacement de l'impact est probablement modifiée par l'interaction physique de l'espèce avec la végétation désirable. Des informations sont généralement disponibles pour savoir si l'espèce cohabite avec, ou remplace, la végétation désirée. Les effets à long terme des végétaux nuisibles dans la canopée, ou dans une couche inférieure régénérative, sont pour la plupart inconnus. L'intuition permet de suggérer que le remplacement du couvert de la végétation

[6] Comité de Santé Végétale du Cône Sud (Comité de Sanidad Vegetal del Cono Sur – COSAVE)

déplacera, à court terme, plus d'espèces (invertébrés compris) plutôt que l'absence de remplacement du couvert. Cette généralisation peut ne pas être valide pour toutes les espèces : par exemple, pour les herbacées qui augmentent les effets du feu dans les systèmes naturels. De manière similaire, l'impact doit probablement être lié à la persistance sur le site, que ce soit *via* une génération unique, ou *via* des générations successives.

Conception d'un format de notation

Un système de notation ou de classement pour les évaluations internes des risques liés aux végétaux doit intégrer tous les principes d'un système d'évaluation de quarantaine (Smith et *al.*, 1999), autres que l'exigence de satisfaction aux obligations internationales (sauf si elles sont susceptibles d'avoir un impact sur le commerce international). Un tel système doit être conçu de manière à proposer une échelle, ou toute autre forme de classification. Ces évaluations ne doivent pas être fondées sur la supposition que les options de gestion des végétaux nuisibles sont fonction de l'ordre de grandeur du risque, que le plus grand avantage est réalisé en contrôlant les populations aux stades précoces de l'invasion, et que la notation sera modifiée par la position du gestionnaire pour réduire le risque. Il doit identifier le(s) stade(s) d'invasion ciblé(s) et les écosystèmes potentiellement affectés. Il ne doit pas être plus complet qu'il n'est nécessaire pour utiliser les informations disponibles. La technologie et les ressources de contrôle des végétaux disponibles pour gérer le risque pouvant changer, celles-ci doivent être considérées comme des modules indépendants et être incorporées au processus décisionnel.

Les systèmes de classement existants diffèrent quant aux informations nécessaires pour les utiliser, ainsi qu'au niveau de la structure de leurs règles internes. Les systèmes les plus simples donnent des notations numériques selon un ensemble de critères qui peuvent être ou non divisés en sections, et qui sont ensuite additionnés. Les questions peuvent avoir une valeur égale ou inégale. Les scores individuels peuvent être ou non modifiés par les réponses à d'autres questions (Pheloung et *al.*, 1999). Les sous-totaux d'une section peuvent être modifiés par d'autre sous-totaux (Randall, 2000). Certains aspects du végétal apparaissent parfois deux fois : par exemple, sa capacité inhérente à être un nuisible ou la facilité avec laquelle il peut être contrôlé (Hiebert, 1997). Il peut y avoir ou non des scores par défaut si les questions n'ont pas de réponse, et des points peuvent être déduits si les réponses à certaines questions sont négatives (Pheloung et *al.*, 1999). D'autres fonctionnent selon des arbres décisionnels hiérarchiques (Reichard et Hamilton, 1997). Selon une approche totalement différente, Tucker et Richardson (1995) ont utilisé un système expert dans lequel une série de questions filtrait les espèces à risque selon les critères « fort » ou « faible » avant de passer à la question suivante.

Un système d'évaluation interne des risques liés aux végétaux doit confirmer, plus ou moins, le classement existant des végétaux dans une zone pour un stade d'extension prédéfini, si cela a été entrepris par des experts (Hiebert, 1997 ; Pheloung et *al.*, 1999), plutôt que de produire un reclassement des espèces prioritaires. En d'autres termes, les résultats d'un quelconque système nouveau doivent être intuitivement sains pour que le système puisse être accepté et appliqué. Cette approche réunit ensuite toutes les connaissances sur les végétaux d'une zone et les formalise dans un système qui est transparent, répétable et applicable aux espèces récemment reconnues.

Le développement de ces systèmes sur feuilles de calcul permet que les scores soient ajustés et que les effets sur le classement des espèces soient examinés.

Études ciblées

Suite à la détection, la surveillance commence par des études de terrain pour cartographier l'étendue et la densité des espèces envahissantes. De telles études sont susceptibles d'être stratifiées entre habitats sensibles et selon l'accessibilité le long des routes. Par exemple, sur Maui à Hawaii, la station de terrain USGS de Maui a mis en œuvre un projet de détection précoce avec le *Maui Invasive Species Committee* (MISC). Une liste d'une centaine de végétaux envahisseurs potentiels ciblés, suspectés d'avoir le potentiel de se naturaliser et de devenir envahissants sur Maui, a été dressée sur la base des envahisseurs connus sur d'autres îles hawaïennes, et des végétaux cultivés sur Maui connus pour être envahissants ailleurs dans le monde. Près de 2 000 km de routes ont été étudiés, pour plus de 16 000 enregistrements pour les espèces cibles. Pour traiter les zones hors routes, des botanistes de terrain experts ont été interrogés, ce qui a permis d'ajouter 1 000 sites pour 79 espèces. La littérature a également été revue et des observations biologiques opportunistes ont été effectuées. Cela a permis d'obtenir des images, des cartes et des rapports qui ont ensuite été publiés sur un site web[7]. Ces travaux ont constitué un point de départ essentiel des efforts d'éradication du MISC ; au moins quatre espèces ont été éradiquées, et d'autres espèces sont à l'heure actuelle la cible d'une éradication (Loope et *al.*, 2004).

Les taux de naturalisation

Il y a naturalisation lorsqu'une espèce végétale s'échappe d'un lieu où elle est cultivée et forme une population autonome dans la nature. En Nouvelle-Zélande, les chercheurs spécialisés estiment que c'est là l'étape critique du processus selon lequel une espèce devient envahissante, et elle est le plus souvent antérieure au moment où une espèce peut être clairement considérée comme envahissante (Williams et *al.*, 2004). Ils ont comparé la probabilité de naturalisation de différentes familles et de différents genres en Nouvelle-Zélande et en Australie, et ils ont découvert que des familles et des genres particuliers de végétaux étaient plus susceptibles de rentrer dans un processus de naturalisation et de devenir envahissants. Ils ont également découvert que la pression des propagules (les espèces qui sont couramment plantées ont une probabilité double de se naturaliser par rapport aux espèces introduites accidentellement), la portée environnementale de la cible (plus le terrain est diversifié en terme d'environnement, plus il est probable qu'une espèce végétale s'y naturalisera), et la densité de population humaine ont une influence sur le taux de naturalisation d'une espèce. Ils ont montré que la taxonomie et l'historique d'envahissement d'espèces proches constituent un outil utile pour décider, dans une gamme de végétaux naturalisés, lesquels doivent être ciblés pour une éradication.

Sites sentinelles

En Australie, une approche par « sites sentinelles » fait l'objet d'essais par le CRC pour la gestion des végétaux australiens. Des sites entre des zones urbaines et des

[7] http://www.hear.org/starr/hiplants/

parcs nationaux ont été identifiés comme étant envahis par un grand nombre de végétaux étrangers non encore envahissants : la plupart des espèces dans cette zone sont considérées comme des espèces envahissantes candidates (sur la base de leur statut dans d'autres pays). Ces sites ont été étudiés en termes de densité et de biomasse de chacune des espèces exotiques présentes, puis les sites ont été à nouveau étudiés 3 années plus tard pour classer les espèces par ordre de capacité à augmenter en abondance et en biomasse (Weeds CRC, 2004). La valeur de cette approche est encore en cours d'évaluation.

Évaluation de l'efficacité des approches de la détection et de la surveillance

Détection

L'un des résultats clairs de l'augmentation des efforts de détection en Australie est une augmentation du taux de détection de végétaux récemment naturalisés (Groves et Hosking, 1997). Comme l'efficacité des stratégies de contrôle aux frontières et l'évaluation de celles-ci dépend de la compréhension fiable des espèces qui ont déjà passé la frontière, ce résultat est en soi inestimable. Une détection efficace permet plus de précision dans l'estimation du taux des nouvelles incursions dans le temps. Pour ce qui concerne le rôle de la détection dans l'efficacité et la rapidité de réaction aux nouvelles incursions, il y a un certain nombre de cas où les stratégies de détection ciblée ont conduit à un effort précoce d'éradication, ou de confinement, d'espèces hautement envahissantes. Ceci a abouti à des résultats significatifs au niveau économique, avec une diminution des pertes économiques, et au niveau environnemental. Nombre de récentes incursions d'espèces envahissantes potentiellement dangereuses en Australie ont été éradiquées ou ont fait l'objet de stratégies d'éradication efficaces. On peut citer, par exemple, l'éradication de la mouche de la papaye dans le Queensland, suite à une apparition dans les années 1990, ou les résultats encourageants de la stratégie d'éradication de la fourmi rouge autour de Brisbane. L'orgye de la pomme a été également éradiquée avec succès à Auckland, Nouvelle-Zélande, après une détection précoce ; cependant, dans ce dernier cas, les effets à long terme probables d'une absence de mesure contre cette espèce sont moins clairs. Cela permet de suggérer qu'un système de détection efficace aura des avantages à long terme s'il y a des ressources suffisantes pour une réaction rapide après la détection.

Surveillance

L'efficacité de la surveillance réside dans l'apport de paramètres quantitatifs après une détection. C'est un point essentiel dans le processus décisionnel pour savoir s'il faut éradiquer, contrôler ou contenir un nouveau nuisible (Cacho, 2004 ; Mack et Foster, 2004). La surveillance et les techniques associées, comme procédé de classement par ordre de priorité des espèces végétales exotiques naturalisées pour un contrôle préemptif, doivent encore apporter la preuve de leur efficacité. De fait, la surveillance peut devenir redondante si les programmes de détection permettent de façon suffisante de détecter toutes les nouvelles incursions à un stade où il y a une forte chance d'éradication. Dans de telles circonstances, il est préférable d'éradiquer plutôt que d'étudier (Harris et *al.*, 2004).

Bibliographie

BILL A., POPAY I., TIMMINS S., 2004 – « Motivating action and maintaining behaviour – challenges for Weedbusters, New Zealand ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 623-626.

BLOOD K., TAYLOR U., NUGENT T., TIMMINS S., 1998 - *Weed Navigator, a guide to weeds in Australia and New Zealand*. Adeliade Australia, CRC for Weed Management Systems, 171 p.

BRAITHWAITE H., 2000 - *Weed surveillance plan for the Department of Conservation*. Wellington, New Zealand: Department of Conservation, 24 p.

CACHO O., 2004 – « When is it optimal to eradicate a weed invasion? » *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 49-54.

CHAMPION P.D., CLAYTON J.S., 2001 – « A weed-risk assessment model for aquatic plant weeds in New Zealand ». *In* Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 194-202.

DELANE R., LLOYD S.G., 2002 – « Biosecurity for Australia requires collective action from all stakeholders. Who should care about weeds and other pest incursions? » *In 13th Australian Weeds Conference papers and proceedings*. Perth, Australia , Plant Protection Society of Western Australia : 497-500.

EMBERSON R.M., 2000 – « Endemic biodiversity, natural enemies and the future of biological control ». *In* Spencer N.R. (ed): *Proceedings, 10th International Symposium on Biological Control of Weeds*. Bozeman, USA; Montana State University: 875-880.

ESLER A.E., LIEFTING L.W., CHAMPION P.D., 1993 - *Biological success and weediness of the noxious plants of New Zealand*. MAF Quality Management, Lynfield, Auckland, New Zealand.

FAO, 1997 – *Directives pour la surveillance. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°6.* Rome, FAO, 8 p.

GANEV S., BRAITHWAITE M., 2003 - Resource requirements for national active surveillance programmes of high impact exotic pests in New Zealand. *New Zealand Plant Protection*, 56: 10-15.

GROVES R.H., HOSKING J.R., 1997 - *Recent incursions of weeds to Australia 1971-1995*. Adelaide, Australie, Cooperative Research Centre for Weed Management Systems, Technical Series N° 3, 74 p.

HARRIS S., TIMMINS S.M. PANETTA F.D., 2004 – « Sacrificing innocents to get the outlaw – benefits of early control ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 596.

HIEBERT R., 1997 - « Prioritising invasive plants and planning for management ». *In* Luken J.O., Thieret J.W. (eds.): *Assessment and management of plant invasions.* New York, Springer-Verlag: 11-19.

HOBBS R.J., HUMPHRIES S.L., 1995 – An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9(4):761-770.

Hosking J.R., Waterhouse B.M., Williams P.A., 2004 – « Are we doing enough about early detection of weed species naturalizing in Australia? » *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 68-71.

JUPP P., WARREN P., SECOMB N., 2002 – « The branched broomrape eradication program: methodologies, problems encountered and lessons learnt ». *In* Spafford-Jacob H., Dodd J., Moore J.H. (eds): *13th Australian Weeds Conference papers and proceedings.* Perth, Australia, Plant Protection Society of Western Australia: 270-273.

KRITICOS D.J., RANDALL R.P. 2001 – « A comparison of systems to analyze potential weed distributions ». *In* Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment.* Canberra, CSIRO Publishing: 61-82.

LE BOURGEOIS T., JEUFFRAULT E., GRARD P. CARRARA A., 2004 – « A new process to identify the weeds of La Reunion Island : the AdvenRun system ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 660-663.

LOOPE L.L., STARR F., STARR K.M., 2004 - Management and research for protecting endangered plant species from displacement by invasive plants on Maui, Hawaii. *Weed Technology*, 18: 1472-1474.

MACK R.N., FOSTER S.K., 2004 – « Eradication or control? Combating plants through a lump sum payment or on the installment plan ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Weed Society of New South WALES, Wagga Wagga Australia : 56-61.

MCARTHUR K., HAWKER V., MCCARTHY M., 2004 – « Weed Warriors – overcoming the problem with weeds ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 619.

MCCLUGGAGE A.P., 2004 – « Watch for these weeds: public help in weed led programs in North Island New Zealand ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit.* 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 644-647.

PANETTA F.D., JAMES R.F., 1999 - Weed control thresholds: a useful concept in natural ecosystems? *Plant Protection Quarterly*, 14(2): 68-76.

PANETTA F.D., MACKEY A.P., VIRTUE J., GROVES R.H., 2001 – « Weed risk assessment: core issues and future directions ». *In* Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment.* Canberra, CSIRO Publishing: 231-240

PANETTA F.D., TIMMINS S.M., 2004 - Evaluating the feasibility of eradication for terrestrial weed incursions. *Plant Protection Quarterly*, 19: 5-11.

PHELOUNG P.C., WILLIAMS P.A., HALLOY S.R., 1999 - A weed-risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4): 239-251.

PLANT HEALTH AUSTRALIA, 2005 **–** *An enhanced plant pest and disease emergency response system***.** En ligne

[http://www.planthealthaustralia.com.au/top_priorities/priorities.asp?ID=2] 29/07/2006

RANDALL R.P., 2000 - Which are my worst weeds? A simple ranking system for prioritising weeds. *Plant Protection Quarterly*, 15: 109-115.

REICHARD S.E., HAMILTON C.W., 1997 - Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1): 193-203.

REJMÁNEK M., PITCAIRN M.J., 2002 – « When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? » *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 249-253.

SIMBERLOFF D., 2002 – « Today Tiritiri Matangi, tomorrow the world! Are we aiming too low in invasives control? » *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 4-12.

SIMBERLOFF D., 2003 - Eradication: preventing invasions at the outset. *Weed Science*, 51(2): 247-253.

SMITH C.S., LONSDALE W.M., FORTUNE J., 1999 - When to ignore advice: invasion predictions and decision theory. *Biological Invasions*, 1: 89-96.

STEPHENSON B.P., GILL G.S.C., RANDALL J.L., WILSON J.A., 2003 - Biosecurity approaches to surveillance and response for new plant pest species. New Zealand Plant Protection 56: 5-9.

TIMMINS S.M., BLOOD K. 2003 - Weed awareness in New Zealand: Improving public awareness of environmental weeds. DOC Science Internal Series 125. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.

TIMMINS S.M., BRAITHWAITE H. 2002 – « Early detection of invasive weeds on islands ». *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 311-318.

TIMMINS S.M., OWEN S.J., 2001 - « Scary species, superlative sites: assessing weed risk in New Zealand's protected natural areas ». *In* Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 217-227.

TUCKER K.C., RICHARDSON D.M., 1995 - An expert system for screening potentially invasive alien plants in South African fynbos. *Journal of Environmental Management*, 44: 309-338.

VIRTUE J., GROVES R.H., PANETTA F.D., 2001 - « Towards a system to determine the national significance of weeds in Australia ». *In* Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 124-150.

WAINGER L.A., KING D.M., 2001 - « Priorities for weed risk assessment: using a landscape contex to assess indicators of function, services and values ». *In* Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 34-51.

WEEDS C.R.C., 2004 - *Cooperative Research Centre for Australian Weed Management Annual Report 2003-04*. Glen Osmond, Australia, 40 p.

WILLIAMS P.A., 1997 - *Ecology and management of invasive weeds*. Wellington, New Zealand, Department of Conservation, Conservation Sciences Publication No. 7, 67 p.

WILLIAMS P.A., 2003 – « Guidelines for weed-risk assessment in developing countries ». *In* Labrada R. (ed.) : *Weed Management for Developing Countries, Addendum 1*. Rome, FAO Plant production and protection paper 120 Add. 1. En ligne :

http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/DOCREP/006/Y5031E/y5031e05.htm

WILLIAMS P.A., DUNCAN R.P., RANDALL R.P., 2004 – « Plant naturalization rates as a risk assessment tool ». *In Proceedings of the 4th International Weed Science Congress.* Durban, South Africa: 66.

WILLIAMSON M., 1996 - *Biological Invasions.* London, Chapman & Hall, 244 p.

WILSON J.A., STEPHENSON B.P., GILL G.S.C., RANDALL J.L., VIEGLAIS C.M.C., 2004 - Principles of response to detections of new plant pest species and the effectiveness of surveillance. *New Zealand Plant Protection*, 57: 156-160.

 © IRD, 2006

QUESTION 8

L'éradication : une mesure de gestion des populations allochtones

Lloyd LOOPE[1], Andy SHEPPARD[2],
Michel PASCAL[3], Hervé JOURDAN[4]

[1] US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

[2] CSIRO Entomology, GPO Box 1700, Canberra, ACT 2601, Australia – Courriel : Andy.sheppard@csiro.au

[3] INRA, Station Commune de Recherches en Ichtyophysiologie Biodiversité et Environnement (SCRIBE), Campus de Beaulieu, F35042 Rennes Cedex – Courriel : Michel.pascal@rennes.inra.fr

[4] IRD – UMR 022 CBGP (Centre de Biologie et Gestion des Populations), Laboratoire Zoologie appliquée, BP A5 - 98848 Nouméa Cédex –Nouvelle-Calédonie – Courriel : herve.jourdan@noumea.ird.nc

Résumé

À travers de nombreux exemples, ce texte aborde l'approche politique, technique et économique d'une mesure de gestion de populations allochtones : leur éradication. Pour en assurer le succès, il insiste sur l'importance d'une détection précoce des invasions associée à une réaction rapide, et sur la nécessité de former, informer et associer le public à de telles opérations qui représentent actuellement, si elles s'avèrent réalisables, la solution la plus efficace aux invasions biologiques.

Introduction

S'il est une menace environnementale qui présente des effets irréversibles dans la majorité des cas, c'est bien celle produite par les invasions biologiques. En effet, contrairement aux produits chimiques, les entités biologiques se reproduisent et se propagent de manière autonome, souvent sur de grandes distances. Elles ont la capacité d'évoluer et de s'adapter à des changements de conditions de vie et de modifier de façon irréversible les environnements qu'elles envahissent (Mack et D'Antonio, 1998) et les communautés d'espèces qu'elles côtoient (Vinson, 1997 ; Rodda et *al*., 1999). La meilleure option pour se prémunir des invasions biologiques est d'empêcher l'introduction d'espèces allochtones, tout particulièrement l'introduction de celles réputées envahissantes. Cependant, aucune mesure de prévention n'est infaillible et lorsque la venue d'une espèce allochtone est détectée, la meilleure mesure de gestion à envisager est d'en tenter l'éradication dans les plus brefs délais, c'est-à-dire d'éliminer la totalité de ses sujets.

Myers et ses collaborateurs (2000) ont identifié six conditions nécessaires, mais non suffisantes, pour assurer le succès d'un projet d'éradication :

1) les ressources financières mises à la disposition du projet doivent être suffisantes pour le conduire jusqu'à son terme (très élevées quand l'espèce est largement répandue, elles diminuent avec la réduction de l'aire colonisée) ;

2) l'autorité habilitée à autoriser toutes les mesures nécessaires à la réalisation du projet, y compris l'accès aux terres privées, doit être clairement identifiée ;

3) le projet doit prendre en compte les traits d'histoire naturelle de l'espèce cible (capacité de dispersion, biologie de la reproduction, traits de vie, par exemple) pour décider du bien-fondé d'une telle opération ;

4) des mesures destinées à prévenir toute réinfestation doivent être engagées ;

5) des outils permettant la détection de l'espèce cible en situation de faible densité doivent être disponibles ou élaborés ;

6) tout impact négatif à l'écosystème d'accueil, comme l'explosion démographique d'une autre espèce allochtone en réponse à l'élimination de la première, doit être envisagé et évité (Courchamp et *al*., 2003).

L'éradication : une décision politique

La perspective de voir d'un seul coup résolus tous les problèmes posés par une population allochtone envahissante grâce à l'élimination de la totalité de ses sujets séduit plus d'un gestionnaire. Cependant, une telle mesure est souvent considérée avec scepticisme pour trois principales raisons : 1) doute quant à sa faisabilité, 2) coût souvent élevé de sa mise en œuvre, 3) risques potentiels d'effets collatéraux à l'égard d'organismes non-cibles (Dahlsten, 1986). « *La plupart des tentatives d'éradication ont échoué et ces échecs ont été souvent très coûteux. Lorsque l'éradication a échoué (résultat le plus fréquent), la société doit alors faire face à perpétuité, non seulement au coût de gestion de l'espèce allochtone, mais également aux dommages engendrés par l'éradication* », et ces coûts sont souvent exorbitants (Wittenberg et Cock, 2001).

Selon Simberloff (2003), convaincre une communauté humaine numériquement importante d'opter pour une éradication est difficile, car ses composantes ont la plupart du temps des intérêts divergents. Un tel projet étant susceptible d'être rejeté avec succès par une fraction parfois très réduite de cette communauté, les autorités administratives doivent être en mesure d'induire, voire d'imposer une démarche de coopération pour le voir aboutir. Chaque fois qu'émergera une forte crise de confiance à l'égard de ces autorités, une opposition se fera jour et seule une autorité gouvernementale forte pourra mettre en œuvre de tels programmes. En Californie et en Floride, la pulvérisation aérienne de malathion, destinée à éradiquer les mouches des fruits, a généré de nombreuses plaintes pour l'inconfort ou pour les menaces vis-à-vis de la santé humaine qu'elle engendrait. Par ailleurs, l'élimination de grands vertébrés par piégeage, chasse ou empoisonnement a souvent induit des oppositions violentes À titre d'exemple, cela a été le cas des campagnes menées à l'encontre du cochon marron (*Sus scrofa*) dans les îles hawaïennes, du ragondin (*Myocastor coypus*) en Grande-Bretagne (Gosling, 1989 ; Gosling et Baker, 1989), de l'ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*) en France (Clergeau et *al*., 2005), de la perruche souris (*Myiopsitta monachus*) en Floride, ou de l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*) en Italie (Genovesi et Bertolino, 2003). La récente tentative d'éradication du chancre bactérien des agrumes en Floride a, elle aussi, soulevé une forte opposition, allant jusqu'à la prononciation de menaces de mort.

À noter cependant, qu'à l'inverse, le choix de l'éradication peut être appuyé par des motivations politiques. En effet, les gouvernements sont beaucoup plus enclins à financer des programmes d'éradication parce que le but déclaré est l'élimination définitive d'un problème. Les programmes qui visent seulement à contenir géographiquement ou à contrôler l'effectif d'espèces allochtones envahissantes sont moins soutenus en général. Émerge donc le risque de voir des programmes d'éradication persister en tant que tel bien après que l'éradication soit clairement apparue irréalisable, simplement pour garantir un financement. L'analyse par étape des résultats de pareils programmes devrait être systématisée afin d'éviter de telles dérives (Genovesi, 2005).

Une règle d'or : détécter les invasions précocement et agir rapidement

Lorsqu'une espèce s'est établie, il devient difficile de l'éradiquer (Myers et *al*., 2000). C'est en raison d'un défaut de réaction rapide, suite au diagnostic d'une invasion, que le nombre de succès d'éradications est si réduit au regard du nombre d'invasions. En revanche, si une population allochtone est détectée précocement ou si elle présente une distribution spatiale réduite, son éradication est une option à considérer en priorité. La détection précoce de la présence d'une espèce réputée envahissante est donc un gage essentiel de succès de son éventuelle éradication (Hobbs et Humphries, 1995). Cependant, le retard d'une telle détection et de l'action qui doit en découler provient du fait que nombre d'espèces végétales et animales demeurent discrètes (un phénomène encore mal compris ; Mack et *al*., 2000) entre le moment de leur introduction et l'explosion démographique qui suit (Crooks et Soulé, 1999).

À l'occasion d'une synthèse portant sur 50 invasions réalisées par 16 espèces végétales en Californie, Rejmánek et Pitcairn (2002) ont mis en évidence que rares sont les projets d'éradication qui ont été couronnés de succès quand les populations occupaient des superficies de plus de 1 000 ha. En outre, ils ont montré que le logarithme du coût de ces opérations augmentait de façon linéaire et rapide avec le logarithme de la surface colonisée. Ils ont néanmoins conclu qu'« *en raison de l'impact de ces espèces, des infestations portant sur des superficies supérieures à 1 000 ha devraient quand même faire l'objet de tentative d'éradication ou, du moins, de réduction substantielle d'effectif et de confinement* ». Mack et Foster (2004) estiment également que l'éradication est une des solutions à envisager, voire la meilleure à retenir, pour faire face à un éventail d'invasions végétales portant sur des superficies supérieures à ce seuil empiriquement retenu.

L'analyse du coût du contrôle opéré à différentes étapes de l'invasion et la modélisation de ce coût dans le temps ont été réalisées par Harris et ses collaborateurs (2004) sur un ensemble d'espèces présentant des taux de dispersion variés. Ce travail a permis de suggérer qu'éradiquer précocement une espèce qui se révélera envahissante compense le coût induit par le contrôle de plusieurs espèces allochtones qui se révèleront non envahissantes (Panetta et Timmins, 2004). Ce résultat du type « on ne peut pas se permettre d'attendre », est fondé sur l'hypothèse que le coût le plus important du contrôle est celui de la main-d'œuvre et qu'il augmente avec le logarithme de la surface à contrôler. Ils ont également montré que l'éradication d'un végétal dès sa découverte offre un rapport coût / bénéfice moyen de 15 et qu'il y aurait tout bénéfice à éradiquer une espèce à potentiel d'envahissement inconnu si le coût de l'opération est inférieur à 7 000 dollars australiens.

La détection précoce de la venue d'une espèce allochtone conditionne le succès de son éradication et sa facilité d'observation. Par ailleurs, certaines des caractéristiques de ces espèces à éradiquer peuvent rendre plus aisée l'opération (Simberloff, 2003). La taille par exemple : les grands mammifères sont beaucoup plus facilement détectables que les insectes et il en va de même pour les plantes ligneuses *versus* les herbacées. À

titre d'exemple, les campagnes d'éradication dans le « Kruger National Park » ont été menées avec succès sur 28 % des 25 espèces ligneuses mais sur seulement 3,4 % des 88 espèces herbacées (Macdonald, 1988). Par ailleurs, si des espèces végétales, une fois établies, peuvent se révéler plus difficiles à éradiquer que des espèces animales, l'opération reste réalisable pour nombre d'entre elles, même si certaines caractéristiques biologiques comme un taux de reproduction élevé, une importante banque de graines, ou l'existence de mécanismes de dispersion sur de longues distances contribuent à en augmenter la difficulté.

L'économie de l'éradication

Mack et Foster (2004) comparent les options « éradication » et « contrôle » au « *paiement global d'un service, opposé à son paiement échelonné* ». Ils estiment que l'option « contrôle » représente souvent une mauvaise affaire car elle implique un engagement à perpétuité de fonds publics (ce qui est rarement consenti) et, si ce financement vient à se tarir, tout l'investissement consenti précédemment est perdu. Toujours selon ces auteurs, opter pour l'éradication évite la perspective de cette perte, et les coûts induits par la prévention d'une nouvelle introduction ne constituent qu'une fraction réduite de l'effort à consentir en cas de contrôle permanent. En outre, le succès de projets d'éradication correctement fondés et gérés efficacement constitue la preuve qu'un programme d'éradication constitue la solution à beaucoup de cas, à la condition d'être engagé rapidement après l'invasion, et pour peu que des ressources appropriées soient allouées à une surveillance de routine de la zone traitée.

En raison du coût souvent élevé que représente une éradication menée à terme, la société ne peut entreprendre l'élimination simultanée de toutes les espèces allochtones envahissantes dont l'éradication est techniquement possible (Simberloff, 2003). Savoir s'il faut entreprendre l'éradication d'une espèce allochtone lorsqu'elle sort de sa phase de dormance impose une analyse économique, de préférence exhaustive, du rapport coût / bénéfice, ce qui est souvent impossible. En effet, si ce type d'analyse est accessible pour les éradications de ravageurs de cultures, il est beaucoup plus délicat à établir quand il s'agit de chiffrer des atteintes à l'environnement car, contrairement aux premières, le marché associé aux ressources environnementales est souvent inexistant (Simberloff, 2003). Dans ce domaine nouveau de l'économie des invasions, les analyses coût / bénéfice sont particulièrement difficiles à réaliser et n'ont peut-être jamais été effectuées de façon pertinente à ce jour (Perrings et *al*., 2000). Deux autres difficultés s'ajoutent à la première. L'une est de prévoir la trajectoire des invasions, l'autre est de prévoir les effets des diverses mesures de gestion. En conséquence, les analyses du rapport coût / bénéfice sont susceptibles d'être entâchées d'intervalles de confiance extrêmement importants pendant encore de nombreuses années (Simberloff, 2003).

En Australie, cependant, plusieurs critères ont été utilisés pour établir l'ordre de priorité de l'éradication d'espèces végétales allochtones actuellement en dormance. La zone climatique favorable à l'installation de chacune de ces espèces, les pertes agricoles qu'elles sont susceptibles d'y engendrer, la surface qu'elles colonisent actuellement et

l'estimation du coût de leur éradication ont été établies. Une analyse coût / bénéfice a fondé les décisions (Cunningham et *al*., 2003 ; Woldendorp et *al*., 2004).

Par ailleurs, en 2004, Cacho a décrit pour la première fois un modèle conceptuel adapté aux écosystèmes agricoles et naturels. Ce modèle prend en compte le taux intrinsèque d'extension de l'aire de répartition de l'envahisseur, le coût par unité de surface du contrôle de l'invasion (intégrant une fonction de coût quadratique lorsque les coûts augmentent en même temps que l'inaccessibilité) et les dommages par unité de surface causés par l'invasion (en supposant que la partie indemne des écosystèmes naturels a une valeur esthétique supérieure à celle envahie). Il identifie un point limite à déterminer à partir duquel l'aire colonisée est trop importante pour autoriser une tentative d'éradication. Cependant, de telles analyses économiques devraient également inclure le risque de propagation de l'invasion à des zones éloignées par l'entremise de modalités de dispersion longues distances, par exemple (Cacho, 2004).

Une analyse récente de 21 programmes australiens d'éradication, conduits avec succès sur des populations végétales allochtones en dormance, a permis d'établir une relation linéaire log-log entre le coût et la superficie de la zone infestée. Ce coût décline de 12 000 dollars australiens par hectare lorsque l'infestation porte sur 1 ha, à 1 200 dollars australiens par hectare pour une infestation portant sur 1 000 ha. À noter que le principal projet d'éradication mis en échec à ce jour a été celui de *Chondrilla juncea* en Australie occidentale où, après un investissement de 56 millions de dollars australiens consentis sur 3 400 ha infestés répartis sur 13 km^2, 28 années d'effort n'ont toujours pas permis d'éradiquer le végétal (Woldendorp et *al*., 2004).

Enfin, certains postes d'une opération d'éradication peuvent être importants, voire surprenants (Simberloff, 2003). Par exemple, celui consacré à l'élimination des 99 premiers pour cent d'une population-cible peut s'avérer inférieur à celui nécessaire à l'élimination du dernier pour cent. Ne saisissant pas cet aspect du problème, le pouvoir administratif peut réduire ou suspendre les financements avant l'obtention de l'éradication. Ce phénomène a été au centre des problèmes rencontrés pour gérer l'hydrille (*Hydrilla verticillata*) en Floride (Mack et Foster, 2004). Autre exemple, le coût engendré par le contrôle du résultat attendu peut substentiellement augmenter avec le déclin de la densité de l'espèce-cible. Ce contrôle demeure cependant indispensable pour déclarer de façon fondée la clôture d'une opération d'éradication. Enfin, certains projets d'éradication nécessitent une coûteuse campagne de relations publiques afin de s'assurer du soutien des populations et empêcher les procès. Faute de l'avoir fait, l'État de Californie a déboursé 3,7 millions de dollars pour répondre à 14 000 plaintes pour détérioration de peinture de véhicules lors de la tentative d'éradication de la mouche du fruit (*C. capitata*).

Les îles : des situations de choix pour tenter avec succès des opérations d'éradication

Pour différentes raisons exposées par plusieurs auteurs, dont Chapuis et ses collaborateurs (1995), Pascal et Chapuis (2000), Saunders et Denny (2006), les îles, et tout particulièrement les petites îles océaniques isolées, constituent des situations

exceptionnelles pour entreprendre avec succès l'éradication d'espèces allochtones et pour identifier et quantifier l'impact d'une éradication sur la faune et la flore indigènes (Lorvelec et Pascal, 2005). Le spectre des espèces, tant végétales qu'animales, dont l'éradication de populations insulaires a été entreprise ne cesse de s'élargir. Par ailleurs, les îles qui ont fait l'objet de ces opérations dans une perspective de restauration de la biodiversité sont localisées dans la quasi-totalité des régions du globe, depuis le subantarctique jusqu'au tropical humide en passant par les zones climatiques tempérées.

À ce jour, les éradications d'espèces végétales les plus réussies, entreprises dans les îles du Pacifique, doivent leur succès à une détection précoce (stade de naturalisation ou de dormance) et à une réaction rapide (Saunders et Denny, 2006). Parmi ces succès figurent l'éradication de l'arbre ombrelle (*Schefflera actinophylla*) de l'île Palau, de l'*Antigonon leptopus* de l'île Niue, d'un arbre calebasse (*Coccinia grandis*), de l'épine de Jérusalem (*Parkinsonia aculeata*) et de *Pennisetum setaceum* sur au moins une île d'Hawaii (Saunders et Denny, 2006). En Nouvelle-Zélande, les tentatives d'éradication de végétaux comme le séneçon jacobée, *Senecio jacobaea,* et l'herbe de la pampa, *Cortaderia* spp, de l'île Raoul, ou le lotus, *Lotus pedunculatus*, de l'île Campbell et la jouvence, *Ageratina riparia*, des îles Poor Knights ont été couronnées de succès parce que les fondateurs ont été découverts précocement et éliminés rapidement (Timmins et Braithwaite, 2002 ; West, 2002).

La plus ancienne tentative d'éradication connue à ce jour et menée avec succès a été l'élimination par piégeage d'un insecte, la glossine ou mouche tsé-tsé, agent vecteur du trypanosome, responsable de la maladie du sommeil. Cette opération a été réalisée par un médecin portugais au début du XXe siècle sur l'île Principe, située au large des côtes d'Afrique (Lapeyssonie, 1988).

Les rongeurs commensaux figurent en bonne position parmi les espèces de vertébrés dont l'éradication de populations insulaires allochtones a été tentée avec succès. D'après Towns et Broome (2003), au cours des quarante dernières années, les populations néo-zélandaises des trois espèces de rats commensaux allochtones (le rat du Pacifique, *Rattus exulans*, le rat noir, *R. rattus,* et le rat surmulot, *R. norvegicus*) ont été éradiquées de plus de 90 îles, la plus vaste atteignant 11 300 ha. Au cours de cette même période, la surface cumulée des îles purgées de leurs rongeurs a augmenté de façon exponentielle. Une très récente synthèse menée à l'échelle du globe (Galván et *al*., 2005) a recensé l'éradication de 274 populations insulaires de rongeurs commensaux (*Rattus* spp. et *Mus musculus*) localisées sur 233 îles dont la majorité est située en Australasie. Soixante-trois pour cent de ces éradications ont été réalisées sur des îles dont la superficie est inférieure à 50 ha, et moins de 5 % sur des îles de superficie supérieure à 500 ha. Une autre synthèse très récente conduite à l'échelle mondiale (Nogales et *al*., 2004) a été dédiée aux éradications de populations marronnes insulaires d'un carnivore, le chat (*Felis sylvestris*). D'après cette synthèse, le félin a été éradiqué d'au moins 38 îles dans les trente dernières années, 75 % d'entre elles présentant une superficie inférieure ou égale à 5 km^2, et seulement 21 % une superficie supérieure ou égale à 10 km^2. La plus vaste de ces dernières, l'île Marion, atteint cependant une superficie de 290 km^2.

Genovesi (2005) recense 38 programmes européens d'éradication de vertébrés dont 34 se sont déroulés en milieu insulaire et 4 sur le continent, sans qu'aucun de ces programmes ait été dédié à une espèce végétale. En ce qui concerne la France, au cours

du demi-siècle écoulé, Lorvelec et Pascal (2005) recensent 19 opérations d'éradication portant sur 35 populations allochtones de 7 espèces de mammifères. Ces opérations se sont déroulées sur 27 îles de 12 archipels de Bretagne, de Méditerranée, de Martinique, de Guadeloupe et des Terres australes et antarctiques françaises, et une seule (le castor canadien, *Castor canadensis*) en France continentale. Sur ces 35 tentatives d'éradication, 30 ont été couronnées de succès, 4 ont été des échecs pour des raisons techniques identifiées et une a échoué pour des raisons non encore élucidées.

Quelques exemples d'éradication en écosystèmes continentaux

À ce jour, si le nombre de tentatives augmente, peu d'éradications de végétaux envahissants ont été initiées en milieu continental (Rejmánek et Pitcairn, 2002). Neuf programmes d'éradication de végétaux portant sur des superficies infestées de 0,005 à 2 300 ha ont été couronnés de succès en Australie (Woldendorp et *al*., 2004 ; Dodd, 2004) et 14 espèces végétales ont été éradiquées de Californie (Rejmánek et Pitcairn, 2002 ; Schoenig, 2006).

Le kochia ou faux cyprès (*Kochia scoparia* (L.) Schrad.) a été introduit dans 52 propriétés australiennes en 1990 en tant qu'espèce fourrage halophile. En 1992, le faux cyprès a été considéré comme indésirable et une campagne d'éradication au moyen d'herbicides a été mise en place. En 1993, l'espèce était établie sur plus de 2 281 ha et répartie dans 270 propriétés s'étalant sur un linéaire de plus de 900 km. En 1995, la zone infestée était réduite à 139 ha et, en 2000, à 5 ha (Dodd, 2004). Le succès de cette éradication au coût relativement modeste (un peu plus de 500 000 dollars australiens) a été favorisé par :

1) le partage des coûts entre le public et le privé ;

2) l'établissement *a priori* d'un critère de succès clairement fondé sur la connaissance de la biologie de l'espèce-cible (constat de l'absence du végétal pendant 3 années consécutives) ;

3) des contrôles systématiques et l'établissement d'objectifs d'étapes fondés sur des données pertinentes (Dodd, 2004).

Concernant les invertébrés, plusieurs exemples d'éradication peuvent être cités : le grand gastéropode terrestre africain *Achatina fulica* éradiqué de toute une région du sud de la Floride et d'une partie du Queensland en Australie, le moustique *Anopheles gambiae* éradiqué d'une portion de 31 000 km^2 d'un territoire du Nord-Est du Brésil (Simberloff, 2002), la lucilie bouchère aux États-Unis et au Mexique, et la mouche du fruit *Ceratitis capitata* en Californie, pendant les années 1980-1982. Notons que le très important investissement financier consenti pour réaliser ces deux dernières éradications s'est élevé à 750 millions de dollars pour la première, et à 100 millions de dollars pour la seconde (OTA, 1993).

Au nombre des opérations d'éradication de populations allochtones de vertébrés, on ne peut omettre de citer le remarquable exemple que constitue l'éradication du ragondin, *Myocastor coypus*, réalisée par Gosling en Grande-Bretagne dans les années 1980 (Gosling et Baker, 1989 ; Gosling, 1989). Il s'agit certes d'un exemple insulaire, mais il est placé ici car cette île est sans commune mesure avec celles évoquées dans le précédent chapitre.

À l'inverse des précédents exemples, en voici un au résultat plus mitigé. Lors de son premier signalement en 1956, le parasite *Striga asiatica* du maïs (*Zea mays*) occupait 200 000 ha d'une zone de 20 000 km^2 aux États-Unis. Quarante-cinq années de lutte, représentant un investissement de plus 250 millions de dollars, ont permis de réduire la zone infestée à 2 800 ha localisés dans les États de Caroline du Nord et du Sud. La conséquence économique de ce résultat a été estimée à un gain de 250 milliards de dollars par an pour la maïsiculture (R.E. Eplee *in* Wittenberg et Cock, 2001). C'est pour cette raison que cette opération est actuellement considérée comme un succès bien que l'objectif d'éradication affiché initialement n'a pas été et ne sera probablement jamais atteint, seul son confinement à une zone restreinte restant acquis.

Quelques échecs

Aux États-Unis, certaines invasions végétales majeures auraient probablement été évitées si leur éradication avait été tentée peu après la découverte de l'espèce (Simberloff, 2003). À titre d'exemple, *Crupina vulgaris* a été détectée pour la première fois sur une zone de seulement 18 ha dans l'Idaho en 1969. En 1981, elle était établie sur 9 000 ha, a été classée nuisible au niveau fédéral et une étude de faisabilité de son éradication a été lancée. Sur la base de solides données biologiques et en s'appuyant sur l'exemple de l'élimination de l'espèce d'une surface de 0,8 ha en Californie, cette étude a conclu que l'éradication était envisageable. Cependant, elle n'a été achevée qu'en 1988 et, en dépit de sa conclusion, le groupe fédératif et étatique de planification du projet n'a pas été constitué avant 1991. La crupine commune avait alors atteint les États de Californie, d'Oregon et de Washington, et couvrait 25 000 ha. En outre, le groupe d'experts s'est finalement prononcé contre une action immédiate au motif que l'herbicide à employer pourrait avoir des effets négatifs sur les saumons.

L'échec d'une campagne de 20 années (1957-1977), menée dans le Sud-Est des États-Unis pour éradiquer la fourmi de feu *Solenopsis invicta*, est particulièrement célèbre (Blu Buhs, 2004). Il est intéressant à ce propos d'évoquer le projet australien dévolu à l'éradication de la même espèce et les mesures de prévention mises en place en Nouvelle-Zélande. Le premier se clôture à l'issue d'une campagne de 6 ans dont le coût s'est élevé à 150 millions de dollars australiens à ce jour. Ce défi a sans nul doute été relevé pour éviter d'assumer à perpétuité des dommages et des frais de contrôle sur une grande partie du continent (voir l'encadré 1).

Encadré 1 – L'éradication de la fourmi de feu *Solenopsis invicta* en Australie et Nouvelle-Zélande

Détecter les invasions biologiques et y faire face relève en Australie des compétences des *State Departments of Primary Industries*. En février 2001, la fourmi de feu (RIFA, *Red Imported Fire Ant*, *Solenopsis invicta*) a été détéctée dans deux sites des environs de Brisbane (Queensland) sur une superficie de 40 000 ha. Un plan d'éradication sur 6 ans a été mis en place par le *Queensland Department of Primary Industries and Fisheries* avec le soutien de *l'Agricultural Resource Management Council of Australia and New Zealand*. Après 4 ans et grâce à un financement conjoint des États et de l'État fédéral s'élevant à 142 millions de dollars australiens, 99,4 % des propriétés autrefois infestées sont maintenant exemptes de fourmis. L'opération de surveillance et de traitement a porté sur une superficie totale de 59 000 ha qui a inclus des points isolés et une zone tampon. Aujourd'hui, le traitement porte sur des sites limités couvrant 30 000 ha, le reste de la surface étant sous simple surveillance. Le rapide progrès du programme d'éradication a été favorisé par la mise en place d'une législation relative aux entrées sur le territoire, des réglementations régulant les déplacements sur le territoire, des campagnes massives d'information du public, l'instauration d'équipe de surveillance dans les communautés touchées mais également, hors de la zone infestée, la diffusion de matériel permettant l'identification de l'espèce. Reste maintenant à traquer et à localiser les nids résiduels de fourmis. Nul ne sait actuellement quand l'éradication sera totalement obtenue (http://www.dpi.qld.gov.au/fireants/12120.html).

Le ministère de l'Agriculture et de la Forêt (*Ministry of Agriculture and Forestry,* MAF*)* de Nouvelle-Zélande a une agence dont la mission spécifique est de détecter et de faire face aux allochtones envahissantes avant qu'elles ne s'établissent solidement sur le territoire. L'arrivée de la fourmi de feu est l'exemple récent le plus évident d'invasion biologique. Une fourmilière mature (estimée ultérieurement âgée de 9 mois à 2 ans) de cette célèbre fourmi a été détectée par un ouvrier de maintenance au sol de l'Aéroport International d'Auckland en mars 2001. Le nid a été promptement traité avec un insecticide. Cette découverte a déclenché deux années de recherches intensives autour du site d'incursion, la mise en place d'un programme national d'information, d'un programme national de surveillance des fourmis envahissantes, et le financement d'une évaluation des risques liés aux fourmis nuisibles envahissantes. Fin 2003, le MAF avait apparemment réussi à éliminer la fourmi de feu du pays (A. Pascoe, communication personnelle, 2003). Une autre incursion de l'espèce dans le port de Napier, détectée semble-t-il précocement en février 2004, a déclenché une réaction rapide et efficace. http://www.biosecurity.govt.nz/pests-diseases/animals/invasive-ants/red-imported-fire-ants/index.htm

L'éradication de la chondrille effilée *Chondrilla juncea* a débuté en 1974 dans l'État d'Australie occidentale, alors que la première détection de l'espèce, estimée alors installée sur moins de 1 000 ha, datait de 1963 (Dodd, 1996). La recherche de nouveaux sites colonisés n'a débuté réellement qu'avec le programme d'éradication et leur nombre annuel a progressé de 8 à 99, entre 1973 et 1996. Il est évident que le végétal avait déjà commencé à s'étendre de manière significative à partir des premiers sites d'infestation. Bien que le programme d'éradication ait empêché la reproduction et l'extension de l'espèce à partir des sites connus, et l'a éliminée de la moitié des fermes reconnues infestées (conclusion fondée sur l'absence locale de l'espèce pendant 3 années consécutives), le nombre de nouvelles infestations a continué à s'accroître. Au milieu des années 1990, on ne savait pas s'il fallait attribuer cette augmentation à une meilleure performance de la détection de l'espèce, au fait qu'elle était implantée initialement sur une superficie supérieure à celle identifiée, ou enfin, si sa vitesse de propagation excédait les capacités de détection de l'équipe d'éradication. Après 28 années d'efforts qui ont nécessité un investissement de 56 millions de dollars australiens (2 millions par an), la chondrille effilée était toujours réputée présente sur plus de 700 sites, représentant une surface de 3 400 ha répartie sur 130 000 ha. Le programme d'éradication a été déclaré en échec et a été abandonné (Woldendorp et *al*., 2004).

Alternatives

La décision de tenter une éradication n'est pas toujours facile à prendre et peut ne pas être fondée. Dans de nombreuses situations, des solutions alternatives peuvent lui être préférables (voir l'encadré 2). Myers et ses collaborateurs (2000) identifient trois principales alternatives à l'éradication :

1) ralentir l'extension de l'espèce par confinement ;

2) la maintenir à un niveau de densité tolérable ;

3) utiliser le contrôle biologique.

Encadré 2 - Exemple d'action au niveau de la communauté : du confinement à l'éradication d'espèces végétales envahissantes sur Maui, Hawaii

Maui, une île hawaïenne de 1 860 km^2, connaît à l'heure actuelle un engagement relativement fort du public et du privé pour la protection de l'environnement. Le *Maui Invasive Species Committee* (MISC) et ses partenaires perçoivent l'intérêt à long terme de la diversité biologique de l'île, y compris les espèces végétales en danger et rares. En conséquence, ils perçoivent également l'urgence d'établir un programme équilibré visant la prévention de l'arrivée de nouveaux envahisseurs, la détection précoce des invasions, une réaction rapide à leur égard, l'intérêt qu'offre la lutte biologique pour protéger les espèces locales et l'avantage qu'il y a à éduquer le public (Loope et *al*., 2004).

En 1997, des administrations et des citoyens de Maui qui travaillaient ensemble depuis six ans sur le terrain pour gérer l'invasion de miconia ont formé un groupe de travail inter-administrations, le MISC, pour gérer de multiples envahisseurs. Le MISC et ses partenaires ont aujourd'hui bien progressé en surveillant le territoire et en traitant, confinant et éradiquant les espèces végétales envahissantes les plus nocives pour les écosystèmes de Maui. En particulier, ils ont porté leur attention sur l'écosystème du *Haleakala National Park*, un massif de 130 km^2 qui culmine à 3 055 m et se situe en marge de la réserve marine de la partie est de l'île, ainsi que sur de nombreuses zones naturelles qui seront à terme en danger si les espèces végétales envahissantes ne sont pas contenues ou éradiquées. Un plan à l'échelle de l'île établit des catégories (exclusion, éradication, confinement, gestion à grande échelle), et définit des priorités et des responsabilités dans le domaine de la gestion des espèces allochtones. En 1999-2000, un plan d'action a été lancé contre les espèces mises en première priorité, financé au niveau de 800 000 dollars US en provenance de sources fédérales, de l'État, du comté et de personnes privées. Les principales espèces combattues aujourd'hui sont le miconia (*Miconia calvescens*), l'herbe de la pampa (*Cortaderia jubata*), *Pennisetum setaceum*, une calebasse (*Coccinia grandis*), la canisse (*Arundo donax*), et l'allamanda pourpre (*Cryptostegia grandiflora*). Les efforts de Maui ont inspiré des personnes motivées, et des partenariats similaires se sont constitués sur d'autres îles de l'archipel d'Hawaii (Loope et Reeser, 2002).

Ho'ike o Haleakala est un programme d'éducation à l'environnement spécifique à Maui, élaboré par un partenariat entre des professeurs, des administrations et des organisations de la communauté. Il est dirigé par le *Haleakala National Park*. Son objectif est de promouvoir la compréhension des écosystèmes de l'île, un sentiment de partage des responsabilités et un engagement à une participation active. Un rôle essentiel reconnu de ce programme concerne l'éducation des étudiants locaux pour qu'ils comprennent les effets dévastateurs des espèces allochtones envahissantes sur la biodiversité, l'agriculture, la santé, l'économie et la qualité de vie d'une île océanique. Un autre de ses rôles consiste à obtenir du soutien à long terme de la part du public et sa participation aux efforts de prévention et de gestion des espèces envahissantes. La cible de ce programme est essentiellement la population des écoliers du secondaire. Le programme est disponible en ligne (www.hear.org/hoike).

À Maui, l'intérêt croissant du public pour des projets de restauration écologique d'envergure est partiellement lié à un intérêt croissant à l'égard de l'héritage culturel polynésien d'Hawaii et à la prolifération de projets volontaires en gestation (www.hear.org/volunteer/maui/). Les volontaires participent à des projets de restauration, dont un concerne les espèces végétales de la forêt sèche privée en danger. D'évidence, la gestion des végétaux envahissants est au centre de tels efforts. Les projets à succès attirent un soutien fort de la part du public en termes de finance et de réglementation.

Les tenants du ralentissement de l'extension d'une espèce allochtone par confinement argumentent souvent que cette stratégie laisse ouvert le recours éventuel à l'usage d'outils de gestion en gestation (contrôle biologique classique) ou imprévus (un

meilleur pesticide ou une modification génétique, par exemple). Cet argument est souvent avancé aujourd'hui à Hawaii (L. Loope, observation personnelle).

Le maintien d'une espèce envahissante à une densité tolérable implique de faire appel aux trois modes de contrôle classiques : le mécanique, le chimique et le biologique, auxquels s'adjoint la gestion de l'écosystème (Simberloff, 2003). Une pareille option peut se révéler très coûteuse. Ainsi, 120 millions de dollars ont été dépensés par le gouvernement fédéral américain et par l'État de Floride pour le contrôle de végétaux aquatiques allochtones sur la période 1980-1990 (OTA, 1993, page 262). Par ailleurs, si la lutte contre la lymantride spongieuse (*Lymantria dispar*) a débuté aux États-Unis dès la fin du XIXe siècle (Spear, 2005), les dépenses engagées par *l'U.S. Forest Service* pour l'éradiquer de l'Est des États-Unis se sont élevées à plus de 10 millions de dollars par an sur la période 1970-1991 (OTA, 1993) et demeurent actuellement à un niveau comparable.

Le contrôle biologique est un outil classique utilisé de longue date pour lutter contre des espèces allochtones. Il a été à l'origine de nombreux succès, mais a connu également de nombreux échecs (Greathead et Greathead, 1992 ; Julien et Griffiths, 1998). Les exemples de plus en plus nombreux mettant en évidence l'impact d'agents de contrôle biologique sur des espèces non-cibles incitent à utiliser cet outil avec la plus grande précaution (Louda et Stiling, 2004). Il faut cependant souligner qu'à l'exception d'un cas, à ce jour, tous les impacts sur les espèces non-cibles, engendrés par l'usage d'agents de contrôle biologique employés pour contrôler des invasions végétales, ont été prédits par l'étude de risque. À noter également que le risque sociétal a été pris en compte sciemment lors de la prise de décision d'employer ces agents de contrôle (Pemberton, 2000 ; Sheppard et *al*., 2003). Un criblage soigneux des espèces-hôtes potentielles et connues de l'agent et un choix très conservatoire des agents de lutte biologique fondés tous les deux sur de solides études de biologie, associé au respect des procédures actuelles hautement réglementées, elles-mêmes fondées sur un ensemble de connaissances scientifiques pertinentes, garantissent au contrôle biologique un rôle clé dans l'avenir pour le traitement d'espèces allochtones envahissantes (Hoddle, 2003 ; Sheppard et *al*., 2003).

À noter également que des précautions de même nature doivent être prises lors de la décision d'éradiquer une population allochtone, et que des stratégies intégrant différentes méthodes et différents outils ont été élaborées à ce sujet, pour le moins en ce qui concerne les opérations d'éradication menées sur des îles (Pascal et Chapuis, 2000 ; Courchamp et *al*., 2003).

Conclusion

Donner une réponse claire à la question « qu'elle a été l'efficacité des efforts consentis pour réaliser l'ensemble des éradications menées à ce jour » constitue un défi car il n'y a incontestablement pas de réponse simple à cette question. D'évidence, l'éradication de végétaux ou de vertébrés en dormance, voire établis, sur des îles est économiquement et hautement justifiée, au moins pour des raisons environnementales, mais les tentatives d'éradication d'arthropodes ont connu un succès mitigé. Les

éradications couronnées de succès, comme celles citées par Simberloff (2002) ou exposées en détail par West (2002) dans le récent document du symposium sur l'éradication en Nouvelle-Zélande (Veitch et Clout, 2001), plaident pour l'éradication. Ce même document contient de nombreux avertissements, parmi lesquels le suivant : l'effet secondaire le plus couramment engendré par l'éradication d'une seule espèce est la multiplication d'une autre espèce allochtone dont les effectifs étaient auparavant contrôlés par l'espèce éliminée (Zaveleta, 2002). D'où l'intérêt de disposer de la liste la plus exhaustive possible des espèces allochtones présentes sur le site traité (Pascal et Chapuis, 2000)

Quoi qu'il en soit, une opération d'éradication étant une opération de gestion, elle relève de la politique dans son sens premier de « la vie de la Cité ». Fonder une telle politique nécessite non seulement une perception claire des enjeux environnementaux, économiques et de santé publique, mais aussi une vision précise des concepts, stratégies et outils disponibles. Si cette perception se doit d'être partagée par les responsables de ces opérations, elle doit l'être également par les populations concernées. Une réelle appropriation du sujet par ces populations passe par l'éducation, et tout particulièrement par l'enseignement des jeunes qui seront les garants de la poursuite de la politique.

Une opération d'éradication étant une opération de gestion, elle doit se doter des moyens lui permettant de contrôler si ses objectifs ont été atteints ou non, qu'il s'agisse d'objectifs environnementaux, économiques ou de santé publique (Lorvelec et Pascal, 2005). Si des outils pertinents existent pour apprécier des effets environnementaux ou de santé publique, et si de substantiels progrès ont été réalisés dernièrement dans le domaine de l'économie de l'environnement, beaucoup reste à faire dans ce dernier champ de connaissance.

Le nombre de réels succès d'éradication remportés en milieux insulaires, mais également dans des écosystèmes continentaux, attestent que l'option d'éradiquer une espèce allochtone est souvent techniquement réalisable et se révèle alors financièrement rentable. Il est donc hautement souhaitable de la promouvoir, en particulier quand la venue de l'espèce a été diagnostiquée précocement. Pour réaliser de tels diagnostics, il est essentiel de développer des systèmes de surveillance, mais de tels systèmes sont dépourvus d'intérêt si des structures à même de réagir rapidement ne sont pas mises en place simultanément. Enfin, pour fonder leur stratégie d'éradication, ces structures doivent disposer de solides connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes dont elles ont la charge. Si l'homme est le principal agent des invasions biologiques au cours de ces deux derniers siècles, la résolution des problèmes posés par ces invasions impose à ceux qui en ont la charge d'acquérir un très haut niveau de compétence, étendu à de nombreux champs de connaissance.

Bibliographie

BLU BUHS J., 2004 - *The Fire Ant Wars: Nature, Science, and Public Policy in Twentieth-Century America.* Chicago, Illinois University of Chicago Press, 216 p.

CACHO O., 2004 – « When is it optimal to eradicate a weed invasion? » *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 49-54.

CHAPUIS J.L., BARNAUD G., BIORET F. LEBOUVIER M., PASCAL M., 1995 - L'éradication des espèces introduites, un préalable à la restauration des milieux insulaires. Cas des îles françaises. *Nature, Sciences et Sociétés*. Hors série 3 : 51-65.

CLERGEAU P., YÉSOU P., CHADENAS C., 2005 - *Ibis sacré (Threskiornis aethiopicus) ; état actuel et impacts potentiels des populations introduites en France métropolitaine.* Rapport au Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, Paris, 52 p.

COURCHAMP F., CHAPUIS J.-L., PASCAL M., 2003 - Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society,* 78(3): 347-383.

CROOKS J., SOULÉ M.E., 1999 – « Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications ». *In* Sandlund O.T., Schei P.J., Viken A. (eds.): *Invasive species and Biodiversity Management*. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers: 103-125.

CUNNINGHAM D.C., WOLDENDORP G., BURGESS M.B., BARRY S.C., 2003 - Prioritising sleeper weeds for eradication: selection of species based on potential impacts on agriculture and feasibility of eradication. Canberra, Australia, Bureau of Rural Sciences, 109 p.

DAHLSTEN D.L., 1986 – « Control of invaders ». *In* Mooney H.A., Drake J.A. (eds): *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. New York, Springer-Verlag : 275-302.

DODD J. 1996 – « Comparison of the eradication programs for kochia (Kochia scoparia (L.) Schrad.) and skeleton weed (Chondilla juncea L.) in Western Australia ». *In* Shepherd R.C.H. (ed.): *Eleventh Australian Weeds Conference.* Frankston, Australia,Weed Science Society of Victoria: 82-84.

DODD J., 2004 – « Kochia (*Bassia scoparia* (L.) A.J. Scott) eradication program in Western Australia: a review ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Proceedings of the Fourteenth Australian Weeds Conference.* Wagga Wagga, New South Wales, Australia, Weed Society of New South Wales: 496-499

GALVÁN J.P., HOWALD G., SAMANIEGO A., ., KEITT B., RUSSELL J., PASCAL M., BROWNE M., BROOME K., PARKES J., TERSHY B., 2005 – « A review of commensal rodent eradication on islands ». *In 13th Australasian Vertebrate Pest Conference : Te Papa*. Lincoln, Manaaki Whenua - Landcare Research: 158-159.

GENOVESI P., 2005 - Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, 7(1): 127-133.

GENOVESI P., BERTOLINO S., 2003 – « L'Écureuil gris : *Sciurus carolinensis* (J.F. Gmelin, 1788), en Italie ». *In* Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.-D., Keith P.,

Clergeau P. (eds)*: Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions*. Paris, INRA, CNRS, MNHN. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable : 1-381.

GOSLING L.M., 1989 - Extinction to order. *New Scientist*, 121: 44-49.

GOSLING L.M., BAKER S.J., 1989 - The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 38(1): 39-51.

GREATHEAD D.J., GREATHEAD A.H., 1992 - Biological control of insect pests by insect parasitoids and predators: the BIOCAT database. *Biocontrol News & Information*, 13 : 61N-68N.

HARRIS S., TIMMINS S.M. PANETTA F.D., 2004 – « Sacrificing innocents to get the outlaw – benefits of early control ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 596.

HOBBS R.J., HUMPHRIES S.L., 1995 – An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9(4):761-770.

HODDLE M.S., 2003 – « Classical biological control of arthropods in the 21st century ». *In* Van Driesche R.G. (ed.): *Proceedings of the International Symposium on Biological Control of Arthropods*. West Virginia, United States Department of Agriculture: 3-16.

JULIEN M.H., GRIFFITHS M.W., 1998 - *Biological Control of Weeds. A world catalogue of agents and their target weeds*. 4th edition. Wallingford, UK, CABI Publishing, 223 p.

LAPEYSSONNIE L., 1988 - *La médecine coloniale : mythes et réalités.* Paris, Seghers, 310 p.

LOOPE L.L., REESER D.W., 2002 – « Crossing boundaries at Haleakala: Addressing invasive species through partnerships ». *In* Harmon D. (ed.): *Crossing Boundaries in Park Management*. Denver, Colorado, George Wright Society, Proceedings of the 11th Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands: 29-34.

LOOPE L.L., STARR F., STARR K.M., 2004 - Management and research for protecting endangered plant species from displacement by invasive plants on Maui, Hawaii. *Weed Technology,* 18: 1472-1474.

LORVELEC O., PASCAL M., 2005 - French attempts to eradicate non-indigenous mammals and their consequences for native biota. *Biological Invasions*, 7(1): 135-140.

LOUDA S.M., STILING P., 2004 - The double-edged sword of biological control in conservation and restoration. *Conservation Biology*, 18(1) : 50-53.

MACDONALD I.A.W., 1998 - The history, impacts and control of introduced species in Kruger National Park, South Africa. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 46: 251-276.

MACK M., D'ANTONIO C.M., 1998 - Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(5): 195-198.

MACK R.N., FOSTER S.K., 2004 – « Eradication or control? Combating plants through a lump sum payment or on the installment plan ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 56-61.

MACK R.N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F.A., 2000 - *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*. Ecological Society of America, Issues in Ecology No. 5, 20 p.

MYERS J.H., SIMBERLOFF D., KURIS A.M., CAREY J.R., 2000 - Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(8): 316-320.

NOGALES M., MARTIN A., TERSHY B.R., DONLAN C.J., VEITCH D., PUERTA N., WOOD B., ALONSO J., 2004 - A review of feral domestic cat (Felis catus L.) eradication on islands. *Conservation Biology*, 18(2) : 310-319.

OTA, 1993 - *Harmful Non-Indigenous Species in the United States, OTA-F-565*. Washington, D.C., U.S. Government Printing Office, Office of Technology Assessment, U.S. Congress, 391 p.

PANETTA F.D., TIMMINS S.M., 2004 - Evaluating the feasibility of eradication for terrestrial weed incursions. *Plant Protection Quarterly*, 19: 5-11.

PASCAL M., CHAPUIS J.L., 2000 - Éradication de mammifères introduits en milieux insulaires : questions préalables et mise en application. *Revue d'écologie. Supplément,* 7 : 85-104.

PEMBERTON R.W., 2000 - Predictable risk to native plants in weed biological control. *Oecologia*, 125(4): 489-494.

PERRINGS C., WILLIAMSON M., DALMAZZONE S. (eds.) 2000 - *The economics of biological invasions*, Cheltenham, UK, Edward Elgar, 249 p.

REJMÁNEK M., PITCAIRN M.J., 2002 – « When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? » *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN: 249-253.

RODDA G.H., FRITTS T.H., MCCOID M.J., CAMPBELL III E.W.., 1999 - « An overview of the biology of the brown treesnake, *Boiga irregularis*, a costly introduced pest on Pacific Islands ». *In* Rodda G. H., Sawai Y., Chiszar D., Tanaka H. (eds.): *Problem snake management: The habu and the brown treesnake*. Ithaca, NY, Cornell University Press: 44-80.

SAUNDERS A., DENNY C., 2006 - « The cooperative islands initiative: 'Turning back and the tide of invasions' ». *In* Brunel S. (ed.): *Proceedings. Environmental Encounters Series*. Council of Europe Publishing: 309-316.

SCHOENIG S., 2006 - « Integration of state weed programs and community-based weed Councils in California ». *In* Brunel S. (ed.): *Proceedings. Environmental Encounters Series*. Council of Europe Publishing: 263-271.

SHEPPARD A.W., HILL R., DECLERCK-FLOATE R.A., MCCLAY A., OLCKERS T., QUIMBY P.C. Jr., ZIMMERMANN H.G, 2003 - A global review of risk-benefit-cost analysis for the introduction of classical biological control agents against weeds: a crisis in the making? *Biocontrol News and Information*, 24(4): 92-108.

SIMBERLOFF D., 2002 – « Today Tiritiri Matangi, tomorrow the world! Are we aiming too low in invasives control? » *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 4-12.

SIMBERLOFF D., 2003 - Eradication: preventing invasions at the outset. *Weed Science*, 51(2): 247-253.

SPEAR R.J., 2005 - *The Great Gypsy Moth War. A history of the first campaign in Massachusetts to eradicate the gypsy moth, 1890-1901*. University of Massachusetts Press.

TIMMINS S.M., BRAITHWAITE H. 2002 – « Early detection of invasive weeds on islands ». *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 311-318.

TOWNS D.R., BROOME K.G., 2003 - History of rat eradications from New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 30: 377-398.

VEITCH C.R., CLOUT M.N. (eds.) 2001 - *Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species*. Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission 27: 422 p.

VINSON S.B., 1997 - Invasion of the red imported fire ant (Hymenoptera: Formicidae): spread, biology, and impact. *American Entomologist*, 43(1): 23-39.

WEST C.J., 2002 – « Eradication of alien plants on Raoul Island, Kermandec Islands, New Zealand ». *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 365-373.

WITTENBERG R., COCK M.J.W., GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAMME (eds.), 2001 - *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. Oxon, UK, CABI Publishing, 228 p.

WOLDENDORP G., BOMFORD M., BARRY S., PANETTA F.D. CUNNINGHAM D., 2004 - « Development of strategies for eradication of selected agricultural sleeper weeds ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 492-495;

ZAVELETA E.S., 2002 – « It's often better to eradicate, but can we eradicate better? » *In* Veitch C.R., Clout M.N. (eds.): *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: 393-403.

 © IRD, 2006

QUESTION 9

Compte tenu de toutes ces informations, peut-on établir un tableau des risques encourus par la Nouvelle-Calédonie ?

Alain COLÉNO[1]

[1] Bureau des Ressources Génétiques, 16 rue Claude Bernard, 75231 Paris Cedex 05 – Courriel : alain.coleno@wanadoo.fr

Résumé

Trois grand type de risques peuvent être identifiés :

- *risque d'introduction d'espèces allochtones absentes de Nouvelle-Calédonie ;*
- *risque d'implantation et de développement d'espèces allochtones introduites fortuitement ;*
- *risque d'envahissement d'espèces déjà installées fortuitement ou volontairement.*

Retour au Sommaire

 © IRD, 2006

Risque d'introduction d'espèces allochtones absentes de Nouvelle-Calédonie

Ce sujet est traité dans la contribution d'A. Thomas, Question 3 de ce volume. Il conviendra de s'y référer.

Une première mesure de ce risque est de considérer l'importance des échanges commerciaux entre l'archipel et les pays du monde. L'examen du tableau des importations totales de marchandises en kg par pays d'origine montre que plus de 150 pays commercent avec la Nouvelle-Calédonie. Les échanges les plus importants concernent une quarantaine de pays pour des volumes allant de 600 000 tonnes (Singapour) à 172 tonnes (Mexique). La moitié des partenaires sont des pays tempérés industrialisés ; l'autre moitié représente, pour partie, des pays tropicaux (35 %). Les 15 % restant sont des pays insulaires avec un climat très semblable à celui de la Nouvelle-Calédonie. L'examen de la nature des produits importés montre également l'extrême diversité des importations : essentiellement des produits manufacturés d'origines diverses. Ces produits, en principe, ne font pas courir de risques spéciaux, mais il faut considérer les emballages ainsi que les pollutions possibles au cours des opérations de manutention. Par ailleurs, environ 70 000 tonnes de produits frais d'origine animale ou végétale pénètrent dans l'archipel chaque année. Ces produits sont consommés *in fine* par les ménages, et les déchets sont pour la plupart déversés dans la nature. Ils peuvent être compostés, ce qui n'élimine pas le risque de maintien d'espèces végétales sous forme de graines, par exemple. Ils peuvent être incinérés, ce qui est peu probable, du moins dans leur totalité. Un certain volume de ces produits d'importation sont des organismes vivants importés pour des motifs divers (animaux de compagnie, plantes ornementales, organismes introduits volontairement pour leurs intérêts supposés en agriculture, élevage ou chasse).

Dans cette analyse, on voit que le risque encouru est double :

- un risque irréductible dû à la contamination des produits importés ;
- un risque caractérisable dû aux introductions volontaires d'organismes vivants.

Le premier risque cité ne peut être supprimé, excepté par des mesures d'embargo difficilement acceptables aux plans politique et économique. Il peut être réduit en installant une quarantaine rigoureuse et en fonction du crédit que l'on consent aux services de police sanitaire des pays avec lesquels on commerce. Il peut être évalué statistiquement en fonction de la nature des procédures de contrôle.

Le deuxème risque cité est mesurable *a priori* si l'on met en place une analyse de risques préalable à la décision publique d'accepter ou de refuser l'introduction. Pour avoir une idée de l'importance relative de ce mode d'introduction par rapport aux autres possibles, examinons les résultats de l'étude consacrée aux vertébrés (Pascal et *al*., Question 1, ce volume). Sur 283 espèces, 42 sont allochtones, entrées avant ou depuis la période historique. La présence de 16 d'entre elles résulte d'une introduction délibérée

par l'homme et 14 de ces dernières occasionnent des dégâts importants et sont considérées comme envahissantes. Notons, à ce propos, que le choix de la philosophie d'ensemble du système de protection n'est pas neutre au regard de ce type de risque. Une liste négative autorise implicitement l'introduction d'une espèce qui ne figure pas sur cette liste. Elle n'est pas admise sans examen préalable dans l'adoption d'une liste positive.

Une deuxième mesure de ce risque est de considérer les mouvements de personnes au travers de l'archipel. Les transports aériens internationaux correspondent à 385 000 passagers en 2004, dont 100 000 touristes. Les transports aériens intérieurs acheminent 282 000 passagers en 2004. Dans un cas comme dans l'autre, à la faveur de ces déplacements, la tentation existe toujours de ramener des échantillons vivants destinés à des usages divers. Le risque existe suite à l'expérience des services de protection aux frontières : il doit être minime mais jamais négligeable. Sa prise en compte légitime les avis donnés au moment des débarquements. Dans le cas particulier de l'archipel néo-calédonien, le risque peut être plus grand pour les vols intérieurs pour lesquels la vigilance est en général moins forte, et les avis moins systématiques et plus négligés.

Peut-on caractériser ce risque ?

On répondra de manière évasive vis-à-vis du risque général. En effet, le tableau des importations totales de marchandises par code douanier fait intervenir une centaine de groupes de produits qui correspondent à plusieurs milliers de produits vivants ou manufacturés. Par ailleurs, 150 pays commercent avec l'archipel. Chacun d'entre eux possède une flore et une faune rassemblant plusieurs dizaines de milliers d'espèces dont rien ne permet d'affirmer qu'elles sont sans danger pour l'archipel, même si parfois certains indices peuvent le laisser craindre. En conséquence, une analyse de risque dédiée à un produit ou à l'implantation d'une nouvelle filière permettra d'apprécier, dans ce cas particulier, le risque encouru. On répondra de manière précise vis-à-vis d'un risque lié à une espèce connue. C'est ainsi que certaines espèces animales ou végétales montrent, dans les pays où elles existent, leur dangerosité et leur faculté à devenir envahissantes. Elles doivent figurer sur une liste de quarantaine (liste négative). Dans l'état actuel, une telle liste doit comporter les organismes signalés dans les contributions de M. Pascal, L. Loope, J.-Y. Meyer et H. Jourdan, ainsi que ceux que l'on trouvera sur les listes d'alerte, dont le site web indiqué par A. Sheppard.

Risque d'implantation et de développement d'espèces allochtones introduites fortuitement

Il n'y a aucune référence dans la littérature qui permette d'évaluer ce risque de manière rigoureuse. Cependant, en comparant des listes d'espèces introduites **fortuitement**, implantées et envahissantes, Williamson (1996) a conclu à une règle des « 3 x 10 » ou « un dixième », c'est-à-dire que le nombre d'espèces qui se révèlent envahissantes est dans un rapport de 1 à 10 au nombre d'espèces qui s'implantent ; lui-même dans un rapport de 1 à 10 au nombre d'espèces introduites. Cette règle est citée par tous les auteurs travaillant sur ce sujet. On peut donc la considérer sinon comme

exacte, du moins comme approchée. Elle permet deux conclusions : l'envahissement par une espèce introduite fortuitement n'est pas une fatalité (1 « réussite » sur 1000) et il semble qu'au contraire l'envahissement par une espèce introduite **volontairement** en Nouvelle-Calédonie est plus fréquente (1 « réussite » sur 3) en considérant l'analyse de Pascal et ses collaborateurs (2005).

Il est clair que les espèces envahissantes le deviennent parce qu'elles se révèlent fortement compétitives dans un milieu donné, relativement aux espèces déjà présentes, suite à une absence générale de leurs ennemis naturels (Keane et Crawley, 2002 ; Mitchell et Power, 2003). Il ne s'agit là, malheureusement, que d'une constatation faite après coup. La littérature ne nous renseigne en aucune façon sur le profil biologique qui permettrait de préjuger, sans risques de se tromper, sur la capacité d'envahissement d'un milieu déterminé par une espèce qui n'aurait pas manifesté ailleurs cette capacité (Kornberg et Williamson, 1987 ; Roy, 1990 ; Lodge, 1993). Pysek et ses collaborateurs (1995) déclarent que ces espèces ont en commun une stratégie de compétiteur et une adaptation aux perturbations des milieux. Ces caractères n'étant révélés que sur le terrain (Shea et Chesson, 2002), les conclusions que l'on peut tirer sont, d'une part, qu'une espèce ayant déjà dans d'autres lieux démontré ce potentiel doit, par simple précaution, figurer sur une liste négative, d'autre part, que toute modification d'un milieu (quel qu'il soit) doit être accompagnée d'une vigilance particulière : visites régulières, élimination systématique des espèces allochtones détectées sur ces milieux, plan de recolonisation par des espèces locales établi avec la plus grande attention . Ceci n'est pas une utopie : l'IRD de Nouméa a, dans ce domaine, une expertise reconnue. L'IAC a mis en route un gros projet de revégétalisation, « sys-mine », avec des financements européens. Un terrain soumis à des modifications d'origine anthropique et laissé en friche est souvent colonisé par des espèces envahissantes.

Une mesure du risque encouru peut donc être, par exemple, la surface et le nombre de parcelles de terrain dans une de ces situations : surfaces brûlées chaque année, savanes, friches, SAU, pacages, etc. Dans ces deux derniers cas, cependant, la vigilance des éleveurs, des agriculteurs, et des techniciens est un facteur de contrôle important.

Il faut également se souvenir que l'extension d'une espèce envahissante se fait rapidement et que les chances d'en venir à bout diminuent rapidement en fonction du temps, car le coût d'éradication ou de contrôle, comme nous l'avons vu, augmente dans les mêmes proportions que la dissémination de l'espèce. De ce fait, un risque supplémentaire vient s'ajouter, et qui n'est pas un des moindres, celui de ne pas pouvoir intervenir à temps, faute de moyens (financiers, personnels, etc.), de motivation, et de stratégie d'intervention.

Risque d'envahissement d'espèces déjà introduites, fortuitement ou volontairement

Il ne s'agit pas de risque, mais bien plutôt de certitude puisque la majorité des espèces déjà installées posent actuellement des problèmes dont l'importance est ressentie de manière variable. Une liste établie d'après les travaux publiés est d'ailleurs

sans doute restreinte, et il est très probable que, dans l'avenir, des espèces en cours d'installation seront répertoriées et, il faut l'espérer, éradiquées ou contenues. Certaines ont d'ores et déjà un statut inquiétant d'envahisseur et occasionnent des dégâts considérables. La contribution de M. Pascal et ses collaborateurs (ce volume) en donne un aperçu en ce qui concerne les vertébrés. Ce sont :

- Dix espèces recensées par l'IUCN comme faisant partie d'un groupe de 100 espèces dont le développement sous quelque climat que ce soit entraîne des conséquences majeures (vecteurs de maladies graves pour l'homme et les animaux, prédation significative entraînant la disparition d'espèces autochtones, etc.). Il s'agit de : *Cyprinus carpio* (carpe commune), *Micropterus salmoides* (black-bass), *Oreochromis mossambicus* (tilapia), *Trachemis scripta* (tortue de Floride), *Acridotheres tristis* (martin triste), *Felis silvestris* (chat), *Sus scrofa* (porc marron), *Capra aegagus* (chèvre), *Mus musculus* (souris grise), *Oryctolagus cuniculus* (lapin de garenne).
- Neuf autres ne figurent pas sur la liste de l'IUCN mais sont connues cependant pour leur agressivité ou leur dangerosité. Il s'agit de : *Litoria aurea* (rainette dorée), *Hemidactylus frenatus* (margouillat), *Anus platyrhynchus* (canard colvert), *Canis lupus* (chien), *Cervus tinorensis* (cerf de Java), *Bos primogenius* (bœuf), *Rattus exulans* (rat du Pacifique), *Rattus norvegicus* (surmulot), *Rattus rattus* (rat noir).

La contribution de Jean-Yves Meyer (ce volume) signale, parmi les végétaux, 65 espèces pouvant être considérées comme envahissantes en raison de leurs extensions et de leurs impacts écologiques et socio-économiques.

Dans le texte de ces contributions, le lecteur trouvera une bibliographie concernant ces espèces.

Si, pour cet ensemble, la certitude de l'envahissement est reconnu, le risque d'assister à un développement anarchique est quasi certain, si aucune mesure n'est prise pour y pallier.

Bibliographie

KEANE R.M., CRAWLEY M.J., 2002 – Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecology & Evolution*, 17(4): 164-170.

KORNBERG H, WILLIAMSON M.H. (eds), 1987 - *Quantitative aspects of the ecology of biological invasions*. Proceedings of a Royal Society discussion meeting, 26-27th February 1986, The Royal Society, London, 240p.

LODGE D.M., 1993 - Biological Invasions: lessons for ecology. *Trends Ecology & Evolution*, 8(4): 133-137

MITCHELL C.E., POWER A.G., 2003 - Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature*, 421(6923): 625-627.

PASCAL M., SIORAT F., LORVELEC O., YÉSOU P., SIMBERLOFF D., 2005 - A pleasing consequence of Norway rat eradication: two shrew species recover. *Diversity and Distribution*, 11(3): 193-198.

 © IRD, 2006

PYSEK P., PRACH K., REIMANEK M., WADE M. (eds), 1995 - *Plant invasions, general aspects and special problems*. Amsterdam, SPB Academic Publishing, 263 p.

ROY J., 1990 - « In search of the characteristics of plant invaders ». *In* Di Castri E, Hansen A.J., Debussche M. (eds.): *Biological invasions in Europe and the Meditterranean Basin*. Dordrecht, Kluwer: 335-352.

SHEA K., CHESSON P., 2002 - Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecology & Evolution,* 17(4): 170-176.

WILLIAMSON M., 1996 - *Biological Invasions*. London, Chapman & Hall, 244 p.

 © IRD, 2006

QUESTION 10

Analyse de quelques systèmes de biosécurité des espèces envahissantes mis en place dans la zone du Pacifique

Andy SHEPPARD[1], Lloyd LOOPE[2],
Marc DELOS[3], Jean-Yves MEYER[4]

[1] CSIRO Entomology, GPO Box 1700, Canberra, ACT 2601, Australia – Courriel : Andy.sheppard@csiro.au

[2] US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Mauï, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

[3] Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt, Services régionaux de la protection des végétaux, 17 rue Berthier - 31130 Balma – Courriel : Marc.delos@agriculture.gouv.fr

[4] Délégation à la Recherche de la Polynésie française, BP 20981 Papeete, Tahiti - Polynésie Française – Courriel : Jean-yves.meyer@recherche.gov.fr

Introduction

Le système reconnu internationalement pour « stopper les espèces envahissantes » a récemment été remis en cause par certains auteurs, et notamment par Simberloff (2005) qui développe son analyse :

« *La réglementation actuelle relative aux invasions biologiques repose sur une supposition non garantie (que l'envahisseur ne sera pas source de dommages) et sur des procédures d'évaluation du risque de portée étroite, subjectives, souvent arbitraires et non quantifiées, et susceptibles d'interférence politique. Bien que cette approche soit dominante dans les traités internationaux et la plupart des politiques nationales, elle n'a pas endigué l'augmentation des invasions biologiques, ainsi que le montrent plusieurs exemples aux États-Unis. De plus, prendre en compte non seulement les risques associés à une proposition d'introduction d'une espèce, mais aussi les buts de cette introduction et les autres moyens d'y parvenir, permettrait de prendre des décisions mieux informées d'autorisation d'introduction d'une espèce et d'avoir moins d'envahisseurs problématiques. Dans l'évaluation des alternatives aux introductions, le principe de précaution doit peser lourd, tout comme la répartition des coûts et des avantages éventuels* ».

Le système national / international actuel de prévention de l'extension des organismes nuisibles est essentiellement l'aboutissement des efforts consentis depuis plus d'un siècle pour protéger l'agriculture et les forêts. Les risques non agricoles ou forestiers, par exemple les dommages subis par la biodiversité et les zones naturelles, n'ont jusqu'à une période récente reçu que peu d'attention. On sait depuis longtemps que les espèces envahissantes s'établissent plus facilement sur les îles océaniques et que la qualité de vie des animaux, des végétaux et des hommes sur ces îles est extrêmement vulnérable aux effets des invasions. Compte tenu des graves conséquences des invasions pour les îles, on pourrait supposer que les gouvernements et les citoyens du monde entier seraient particulièrement vigilants en ce qui concerne les îles océaniques et prendraient des mesures drastiques de prévention de nouvelles invasions – mais cela n'a été largement pas le cas. Nous présentons dans ce chapitre le « système international » et son utilisation par certains pays, le but étant de permettre à la Nouvelle-Calédonie d'adapter au mieux ce système obligatoire à ses besoins.

Évaluation internationale du risque phytosanitaire

Afin d'éviter l'utilisation abusive de normes techniques phytosanitaires utilisées à des fins protectionnistes, les membres de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) doivent se conformer à l'accord d'application des mesures sanitaires et phytosanitaires (SPS) développées par la Convention internationale de protection des végétaux (CIPV). Les mesures SPS visent à assurer que pour qu'un organisme exotique soit reconnu comme taxon réglementé souvent interdit, il satisfasse à la définition d'un organisme de quarantaine, de sorte que son introduction ou celle des végétaux ou produits végétaux supports soit interdite par les réglementations de quarantaine. Les SPS imposent que ce système soit fondé sur des suppositions explicites et des principes scientifiques, de manière à ce qu'un pays ne puisse être accusé d'appliquer des barrières non tarifaires et non justifiées au commerce. Une mesure SPS est définie comme une mesure quelconque appliquée pour protéger la vie ou la santé animale et végétale sur un territoire du risque découlant de l'entrée, de l'établissement ou de la dissémination d'organismes nuisibles (à savoir arthropodes ou végétaux nuisibles, maladies, organismes porteurs de maladies ou organismes causes de maladies). Un organisme de quarantaine est défini par la CIPV comme étant un « *organisme nuisible qui a une importance potentielle pour l'économie de la zone menacée et qui n'est pas encore présent dans cette zone ou bien qui y est présent mais n'y est pas largement disséminé et fait l'objet d'une lutte officielle* » (FAO, 2006). L'évaluation du risque phytosanitaire et la détermination du niveau approprié de protections SPS sont régulées par le cadre et les directives de l'analyse du risque phytosanitaire (ARP) de la CIPV. Cette analyse selon la CIPV est accompagnée de directives aux termes des Normes internationales de mesures phytosanitaires (NIMP) pour l'analyse des risques phytosanitaires (FAO, 1996) et des organismes de quarantaine (FAO, 2004). Les agences nationales doivent faire tous les efforts possibles pour employer le vocabulaire phytosanitaire accepté internationalement afin de faciliter la communication (Hedley, 2004).

L'ARP est un processus en trois étapes d'évaluation des preuves biologiques, ou scientifiques autres, et économiques de manière à déterminer si un organisme nuisible doit être réglementé et à définir la force des mesures phytosanitaires devant être prises contre celui-ci (FAO, 2004) :

- Étape 1 : Initiation du processus par identification d'un organisme nuisible susceptible d'être classé comme organisme de quarantaine, et/ou des filières qui peuvent permettre l'introduction ou la dissémination d'un organisme de quarantaine et qui doivent être prises en compte dans l'analyse du risque dans une zone ARP définie.
- Étape 2 : Évaluation du risque en déterminant quel(s) organisme(s) nuisible(s) est/sont un/des organisme(s) de quarantaine, et en caractérisant la probabilité d'entrée, d'établissement, de dissémination et d'importance économique.
- Étape 3 : Gestion du risque phytosanitaire identifié à l'étape 2 en développant, en évaluant, en comparant, et en choisissant des options de gestion du risque.

Les étapes initiales visent à déterminer la ou les filière(s), à savoir tout moyen permettant l'entrée ou la dissémination d'un organisme nuisible, et à identifier correctement l'organisme. Cette identification des filières à haut risque est une partie importante d'un processus général d'évaluation du risque, mais le présent rapport ne traite que des organismes nuisibles.

Les critères utilisés pour déterminer la présence ou l'absence de l'organisme de quarantaine potentiel dans la zone sont représentés sous la forme d'un logigramme (Figure 1), repris de la norme de la CIPV (FAO, 1996). La zone est définie comme un pays officiellement défini, une partie d'un pays, ou tout ou parties de plusieurs pays (FAO, 2006). Si l'espèce est absente, et a une importance économique potentielle, elle peut être considérée comme un organisme de quarantaine. Si elle est déjà présente dans une zone, elle peut alors être légitimement considérée comme un organisme de quarantaine et être évaluée plus avant si elle a une répartition limité ou a fait l'objet d'une lutte officielle. On entendra par « officielle » une lutte établie, autorisée ou effectuée par une agence nationale de protection des végétaux, et la lutte est définie comme la suppression, le confinement ou l'éradication d'une population d'organismes nuisibles (FAO, 2006). Un organisme capable d'extension, à savoir l'extension de la répartition géographique d'un organisme dans une zone (FAO, 2006) (Figure 1) qui ne fait pas l'objet d'une lutte, doit commencer à être combattu pour justifier du statut d'organisme de quarantaine. Les espèces qui sont combattues mais sont à la limite absolue de leur répartition potentielle ne peuvent plus se disséminer et ne peuvent donc pas non plus être déclarées organismes de quarantaine. En réalité, dans la plupart des pays, la plupart des espèces exotiques ont un potentiel de nouvelle dissémination.

Lorsque le statut d'organisme de quarantaine a été confirmé, l'étape suivante est l'évaluation de l'importance économique (importance environnementale comprise) de l'espèce. Cette importance peut être grande pour un organisme nuisible.

Une autre convention internationale relative aux espèces envahissantes concerne la nécessité de protection de la biodiversité. L'Article 8(h) de la Convention sur la diversité biologique dispose que : « *Chaque Partie Contractante devra, dans la mesure du possible et tel qu'il est approprié, prévenir l'introduction des espèces étrangères qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces, lutter contre celles-ci ou les éradiquer* ». On acceptera, à l'issue du présent rapport, que l'utilisation que fait la CIPV de « l'importance économique » inclut les effets réels ou potentiels sur l'économie des écosystèmes et des espèces qui les composent, et que la définition que donne la CIPV d'un organisme nuisible est suffisamment vaste pour inclure les espèces envahissantes couvrant la totalité des écosystèmes, y compris ceux couverts par la Convention sur la diversité biologique (CDB, 2001). De fait, des réunions internationales ont été récemment tenues pour favoriser la collaboration entre la CIPV et la CDB (par exemple, Bangkok, 6-8 février 2001).

Les stratégies nationales pour limiter les mouvements des organismes nuisibles

Les directives de la CIPV et les mesures SPS relatives aux obligations internationales doivent être intégrées aux législations nationales de protection des végétaux et de protection de l'environnement pour ce qui concerne l'importation d'organismes exotiques. Ces types de législations nationales ont le choix entre plusieurs approches.

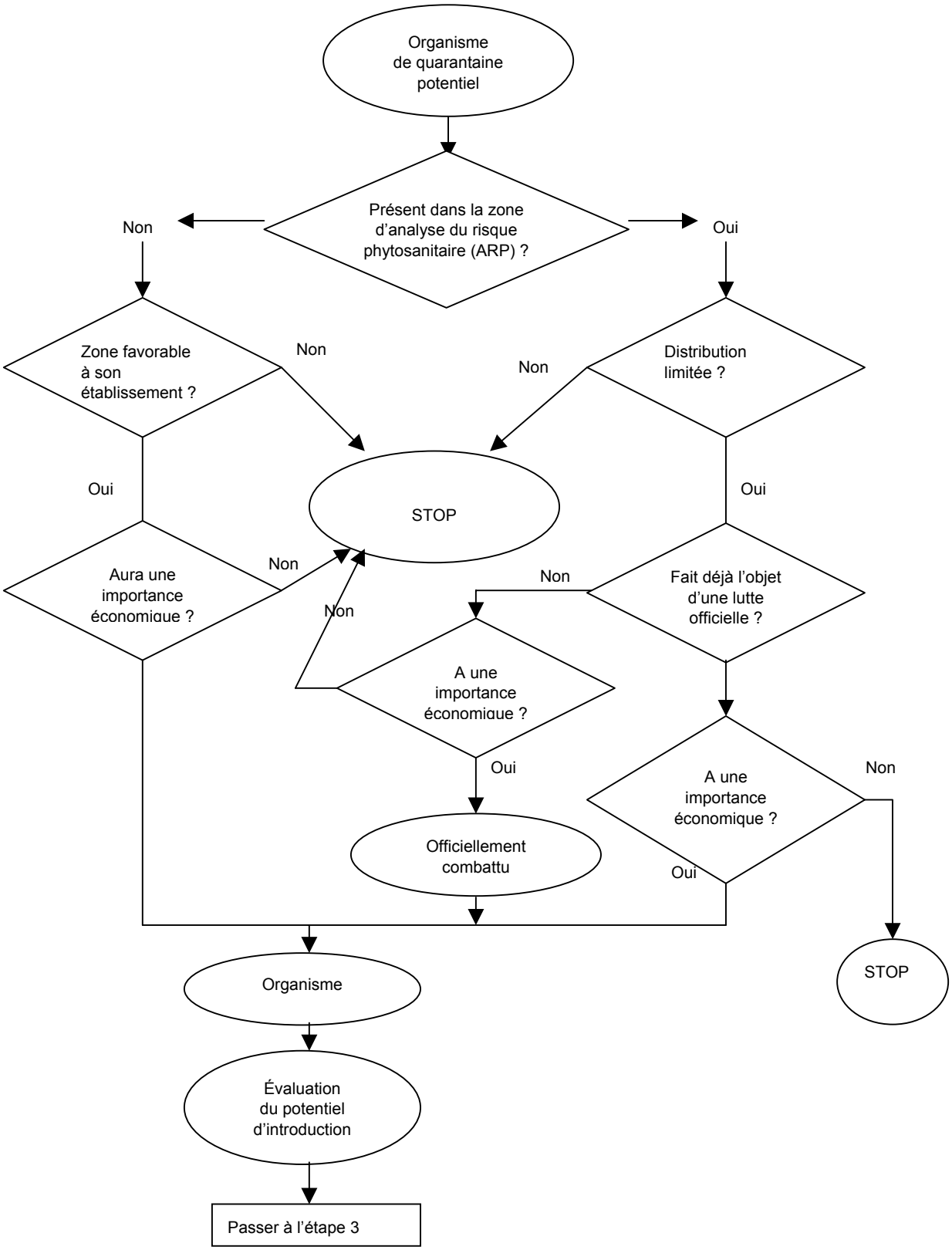
Innocence jusqu'à la preuve de la culpabilité – l'approche par liste noire ou liste des organismes interdits

La CIPV et la majorité des pays définissent une liste des organismes nuisibles ou produits végétaux interdits qui ne peuvent pas être importés dans un pays sans application de réglementations de quarantaine, la liste noire. Ces listes d'espèces de quarantaine visent à obtenir une décision immédiate quant à savoir si une espèce nouvelle dans un pays doit être classée comme un organisme nuisible. Toute espèce absente de la liste noire peut être importée, sous réserve qu'elle n'héberge pas une autre espèce qui serait réglementée. Cependant, pour tout nouvel organisme n'étant pas sur la liste noire, une ARP (PM5-02) peut être déclenchée afin de définir si cet organisme est perçu comme pouvant être un problème potentiel, et dans ce cas être inclus ou non à cette liste. C'est ce que l'on appelle la philosophie de l'innocence avant la preuve de la culpabilité, qui permet aux espèces d'entrer dans ces pays avant que l'APR et que ses conséquences ne soient terminées. Cela laisse effectivement la porte temporairement ouverte à certaines espèces étrangères potentiellement envahissantes qui n'ont pas encore été incluses à la liste, pendant le laps de temps de réalisation de l'ARP. La liste des espèces interdites est également régulièrement mise à jour sur la base des nouvelles alertes internationales aux organismes nuisibles et des ARP préventives.[1]

[1] La Nouvelle-Calédonie, avec des listes noires **ouvertes** et un recours systématique au permis d'importation pour la plupart des filières et produits végétaux à risque, présente un niveau de prise en compte des espèces envahissantes menaçant les végétaux supérieur au standard des pays disposant de législations comparables.
Les lacunes du dispositif néo-calédonien ne sont pas tant réglementaires qu'organisationnelles et surtout liées aux moyens mis en œuvre.

Figure 1 : Analyse du risque phytosanitaire (FAO, 1996)

Étape 2 évaluation



Culpabilité jusqu'à la preuve de l'innocence – l'approche par liste blanche ou liste des organismes autorisés

Un autre modèle est de plus en plus adopté dans les pays historiquement gravement atteints et particulièrement concernés par les impacts des espèces envahissantes, notablement l'Australie (Walton, 2001) et la Nouvelle-Zélande. Ce modèle adopte la philosophie de la culpabilité avant la preuve de l'innocence, de sorte qu'une liste des espèces qui peuvent être importées est dressée, la liste blanche, et seules les espèces présentes sur cette liste peuvent être importées sans permis. Les espèces qui ne sont pas sur cette liste ne peuvent pas être importées et ne pourront être importées qu'après une demande acceptée d'ajout de l'espèce proposée à la liste des organismes autorisés *via* la catégorisation des organismes. Cette demande comprend une analyse complète du risque phytosanitaire. L'un des avantages de cette liste des organismes autorisés est qu'elle déclenche automatiquement une analyse du risque phytosanitaire dans des circonstances où cela n'aurait peut être pas été le cas. Ces pays ont néanmoins en parallèle une liste des organismes de quarantaine interdits qui sont des organismes nuisibles connus qui n'ont pas encore franchi leurs frontières.

Les trois étapes de l'approche australienne des organismes autorisés et interdits pour les végétaux

Voici, par exemple, les trois étapes de l'approche australienne des organismes autorisés et interdits pour les végétaux (Figure 2 ; Walton, 2001).

Niveau 1

La première tâche consiste à identifier correctement un taxon et à déterminer s'il est sur la liste des organismes autorisés ou interdits. Cela exige de contrôler le nom de l'espèce, du genre et de la famille, et de voir s'il y a des synonymes. L'étape suivante consiste à contrôler sa présence dans le pays, soit en culture, soit dans la nature. Si une espèce n'est ni autorisée, ni interdite, son étendue dans la zone doit être déterminée et il faut rechercher si elle fait ou non l'objet d'une lutte officielle.

Dans certains cas, la réunion d'informations sur le statut de l'espèce dans la zone peut permettre de révéler à la fois sa présence et une preuve suffisante pour justifier une analyse du risque phytosanitaire interne. Le résultat peut être que le taxon soit soumis à une lutte officielle. Ceux n'ayant qu'une étendue limitée passent automatiquement sur la liste des organismes interdits. Les données doivent à toutes les étapes être saisies dans des bases de données appropriées.

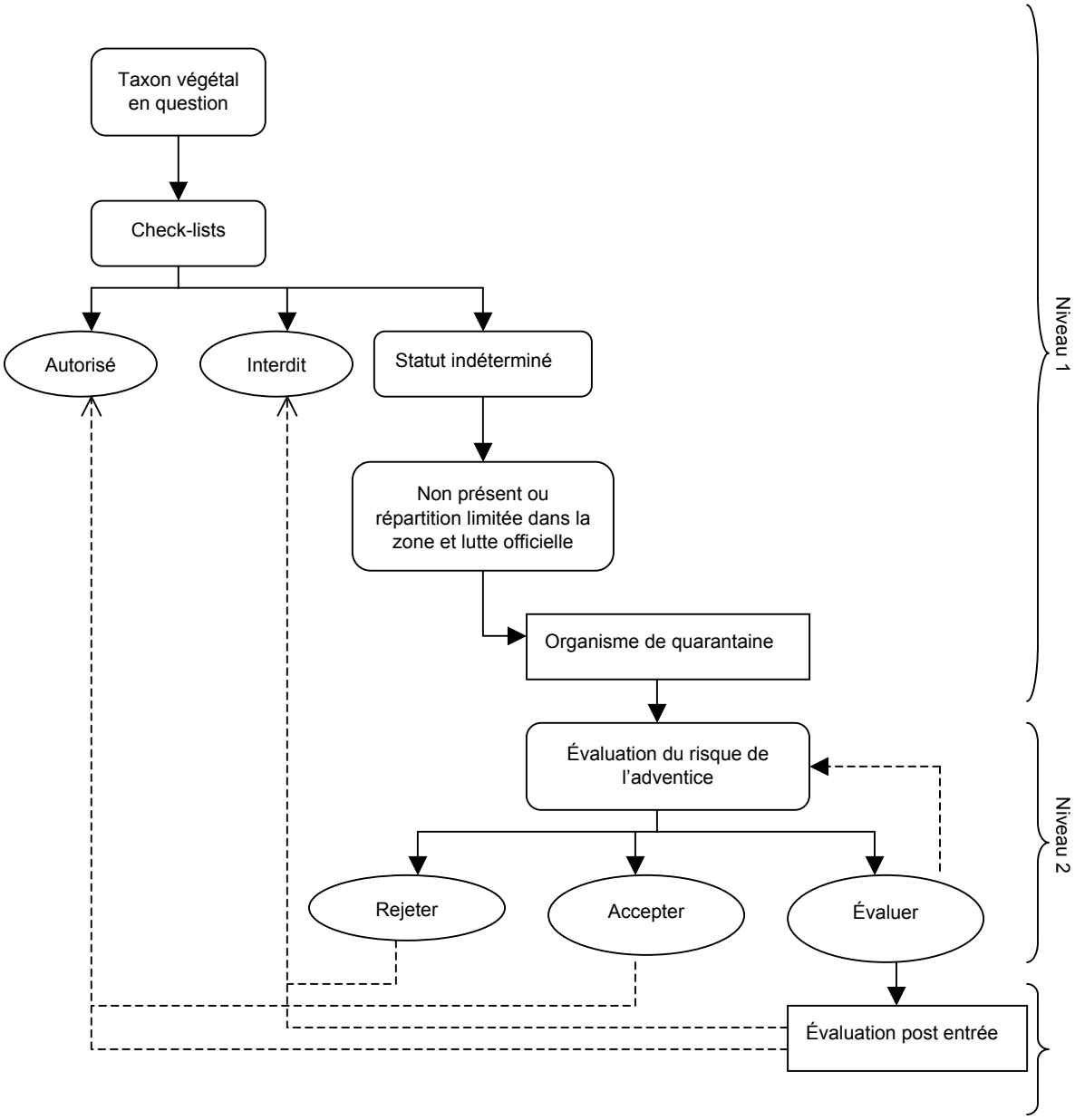
Niveau 2

Une fois qu'un taxon végétal a été classé comme organisme de quarantaine potentiel, il est soumis à une évaluation du risque lié aux adventices. Celle-ci comprend un système d'évaluation du risque lié aux adventices (*Weed Risk Assessment*, WRA, voir ci-dessous), qui recommande qu'une espèce soit rejetée, acceptée, ou subisse une évaluation plus poussée. Les espèces rejetées ou acceptées sont ajoutées à la liste des organismes interdits ou à la liste des organismes autorisés, respectivement. Sinon, une évaluation plus poussée peut être exigée si l'importateur désire poursuivre.

Niveau 3

Un classement « accepté » ou « rejeté » ne peut pas toujours être obtenu au niveau 2 après la collecte d'informations complémentaires. Il peut alors être approprié d'effectuer des essais sur le terrain ou en serre pour évaluer de manière plus poussée une espèce végétale. Ces essais devront être menés dans un environnement sécurisé duquel les espèces ne pourront s'échapper par propagation de graines par le vent, par exemple, ou rester « cachées » dans des banques de graines persistantes. Que l'éventuel importateur considère cet effort supplémentaire comme intéressant peut dépendre des gains économiques potentiels tirés de l'espèce végétale.

Figure 2 : Ordinogramme de criblage des introductions de végétaux mettant en œuvre la liste des organismes autorisés (Panetta et *al.*, 1994)



Le chapitre qui suit décrit le système de modèle d'évaluation du risque lié aux adventices. Pour d'autres organismes, cette approche n'est pas aussi bien définie, mais une adaptation du système WRA est envisagée pour d'autres groupes et intégrée aux directives ARP de la CIPV (FAO, 1996). À l'heure actuelle, la WRA n'est appliquée formellement que dans le cadre du processus de criblage des nouveaux végétaux destinés à l'importation en Australie et en Nouvelle-Zélande. Les scientifiques de Hawaii ont développé et testé une WRA potentielle, basée sur le modèle australien, qui pourrait être utilisée à Hawaii et dans d'autres îles du Pacifique (Daehler et *al.*, 2004), mais elle n'est pas encore en place comme outil légal, où que ce soit.

Évaluation du risque lié aux adventices

L'évaluation du risque lié aux adventices concerne essentiellement les deux premières étapes de l'évaluation du risque phytosanitaire impliquant la catégorisation de l'organisme, à savoir le processus qui permet de déterminer si l'organisme a, ou n'a pas, les caractéristiques d'un organisme de quarantaine ou celles d'un organisme réglementé non de quarantaine (FAO, 2006).

Description du système d'évaluation du risque lié aux adventices (WRA ; Weed Risk Assessment)

Le système WRA a été développé à l'origine en Australie (Pheloung 1996 ; Pheloung et *al.*, 1999[2]), conformément aux principes concrétisés dans les éva scientifiques des besoins pour évaluer les propositions d'introductions de végétaux en terme de potentiel d'adventices (Hazard, 1988). Il est utilisé depuis 1996 par l'« *Australian Quarantine Inspection Service* » et le « *Biosecurity Australia* » pour évaluer les espèces végétales dont l'introduction est proposée. Il a été conçu pour répondre à un certain nombre d'exigences :

- calibration par rapport à un grand nombre d'espèces déjà prése Australie susceptibles d'être rencontrées en tant qu'importations ;
- efficacité raisonnable de la discrimination entre les adventices et les non adventices ;
- adaptation sur la base des résultats des évaluations en cours et futures ;
- transparence et approche scientifique, en accord avec le SPS ;
- réalisme du coût en temps et en argent pour l'importateur ;
- capacité d'identification des adventices de l'agriculture et des milieux naturels au point où la responsabilité de la lutte peut être établie ;
- évaluation en termes de performances.

[2] http://www.affa.gov.au/content/output.cfm?ObjectID=D2C48F86-BA1A-11A1-A2200060B0A04014

Le système WRA est un simple questionnaire de 49 questions basé sur :

– l'histoire et la biogéographie ;
– l'historique de domestication et de culture ;
– le climat et la répartition ;
– le *pedigree* de l'adventice ;
– la biologie et l'écologie ;
– les caractéristiques indésirables ;
– le type de végétal ;
– la reproduction ;
– les mécanismes de dispersion ;
– les attributs de persistance[3].

Les résultats du questionnaire sont ensuite appliqués à une feuille de notation de l'évaluation du risque[4] qui permet d'obtenir un score pour l'espèce compris entre - 14 (taxons bénins) et + 29 (caractéristique de l'adventice maximum) : les espèces ayant un score inférieur à 1 sont acceptées à l'importation, les espèces avec un score > 6 sont rejetées à l'importation et les espèces intermédiaires entrent dans la catégorie « à évaluer ». L'évaluation peut consister en la collecte de données supplémentaires avant d'appliquer à nouveau le système, ou en la mise en œuvre de recherches plus poussées, par exemple des essais sur le terrain (Mack, 1996).

La probabilité qu'un organisme soit en passe de devenir envahissant étant faible (Mack et *al.*, 2000), la probabilité de base qu'une espèce testée devienne envahissante est également faible. Cela tient au fait que d'une part la probabilité d'invasion relève de l'interaction environnementale d'une espèce x et, d'autre part, que le système WRA est centré essentiellement sur les caractéristiques des espèces. Cela limite l'efficacité du système WRA, de sorte que de nombreux faux positifs (les espèces dont la WRA prédit qu'elles seront envahissantes, mais qui ne le deviendront finalement pas) sont générés (Smith et *al.*, 1999). Cependant, ce système s'est avéré extrêmement efficace pour le repérage d'envahisseurs potentiels. C'est pourquoi il adopte une philosophie de précaution qui fait que de nombreuses espèces innocentes sont rejetées pour garantir que les vrais envahisseurs soient également exclus avec succès. Le système WRA a été appliqué expérimentalement à plus de 370 espèces végétales en Australie (Pheloung et *al.*, 1999), y compris toutes les espèces dangereuses (Parsons et Cuthbertson, 1992). L'évaluation WRA a rejeté tous les taxons connus pour être des adventices graves et la plupart des adventices mineurs, seulement 7 % des non adventices étant rejetés. L'ensemble des données était fortement biaisé vers les espèces adventices par rapport à un ensemble aléatoire d'espèces proposées (Caley et *al.*, 2004). L'autre faiblesse du système WRA est qu'il rejettera des espèces qui sont utiles et pourtant envahissantes. Dans ce cas, la valeur économique doit être évaluée dans un système parfaitement

[3] http://www.affa.gov.au/image3/market_access/biosecurity/animal/wraman1.gif
[4] http://www.affa.gov.au/image3/market_access/biosecurity/animal/wraman2.gif

indépendant et mise en rapport avec le score WRA dans le cadre d'une analyse complète du rapport risque / bénéfice. Ce modèle est en cours d'adaptation pour une utilisation en tant qu'outil de criblage dans plusieurs régions du monde (Pheloung et *al.*, 1999 ; Williams, 2003) en modifiant les questions relatives au type de climat et de sol ; ces modifications devraient faire du système WRA un outil extrêmement pertinent pour l'évaluation du risque associé aux nouvelles espèces végétales en Nouvelle-Calédonie. Les directives relatives à l'évaluation du risque, associé aux adventices dans les pays en voie de développement, sont également disponibles auprès de la FAO[5] ; le premier symposium international sur ce sujet s'est tenu en 2001 (Groves et *al.*, 2001).

Les ressources nécessaires à l'évaluation du risque associé aux adventices

Une évaluation du risque associé aux adventices est d'abord un « exercice bibliographique » nécessitant de collecter toutes les informations disponibles sur un nuisible potentiel et de les interpréter pour prendre la décision. Sont essentiellement nécessaires trois types d'informations, et un accès à Internet pour les réunir :

La ressource première requise pour être conforme aux normes de la CIPV est une liste des espèces végétales exotiques dans le pays, précisant si elles sont sous contrôle officiel. Réunir ces informations pour les espèces de culture et sauvages est une lourde tâche que très peu de pays ont réalisée. La priorité première de la plupart des pays qui n'ont pas ces informations est de limiter cette liste aux végétaux exotiques sous contrôle officiel. Les noms doivent être valides et, idéalement, il doit y avoir un échantillon. La tâche peut ensuite être poursuivie avec les végétaux exotiques sauvages qui ne sont pas sous contrôle officiel. Tout cela exige une étroite coopération entre diverses organisations nationales et régionales, herbiers, universités, bibliothèques et ministères de l'Agriculture.

Certaines sources « papier » et électroniques sont vitales, telles que les flores régionales concernées et les informations relatives à la biologie, à l'écologie et à la répartition des adventices. Ces informations peuvent être utilisées pour contrôler l'identification et les noms des végétaux, pour déterminer l'histoire et le statut de végétaux dangereux ailleurs, et pour rechercher des méthodes de contrôle. La communication et la mise en réseau d'experts scientifiques dans le monde entier sont également une composante essentielle du processus d'évaluation. Un logiciel de modélisation climatique est également utile pour une évaluation au cas par cas des risques associés aux adventices. La CIPV propose des directives internationales pour la prévention de l'introduction et de la dissémination de végétaux et de produits végétaux nuisibles ; ces directives ont été révisées en 1997 et font autorité pour l'accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires (accord SPS) de l'Organisation mondiale du commerce. Les principaux éléments d'un système phytosanitaire national sont les suivants :

- réglementations à l'importation pour prévenir l'introduction d'organismes nuisibles potentiels ;

[5] http://www.fao.org//DOCREP/006/Y5031E/y5031e05.htm

– systèmes de conformité pour garantir que les exigences à l'importation sont respectées ; utilisation des évaluations du risque phytosanitaire pour le développement des réglementations à l'importation ;

– maintien de systèmes de surveillance pour déterminer la présence ou l'absence de nuisibles ;

– utilisation de programmes d'éradication ou de lutte pour éliminer ou limiter la dissémination des nuisibles ;

– utilisation de systèmes de certification à l'exportation pour garantir que les exportations répondent aux exigences des partenaires commerciaux.

Exemples de caractéristiques stratégiques, légales et organisationnelles de systèmes de biosécurité utilisés par d'autre pays pour stopper les espèces envahissantes

Il existe bien sûr des différences importantes entre les pays quant à l'attention prêtée à la dissémination des nuisibles.

Nouvelle-Zélande

La Nouvelle-Zélande a une politique et des systèmes opérationnels très complets pour traiter les problèmes associés aux espèces envahissantes (Baskin, 2002 ; Miller et Gunderson, 2004). Le Gouvernement néo-zélandais a identifié le déclin continu de la biodiversité indigène comme le problème environnemental majeur auquel le pays doit faire face (Christensen, 2004). La Nouvelle-Zélande a historiquement connu des problèmes graves en termes d'invasions biologiques, mais a fait preuve aujourd'hui d'une détermination remarquable à renverser la tendance de la dégradation écologique *via* la restauration – comme le montre la mise en vente de trois nouveaux livres (voir ci-dessous) à l'aéroport d'Auckland en avril 2005 (Brown, 2004 ; Hutching, 2004 ; Rimmer, 2004). La Nouvelle-Zélande tente en même temps de prévenir efficacement les invasions continues *via* un système fort de quarantaine de protection aux frontières.

La quarantaine et la surveillance de protection aux frontières reçoivent le soutien du public, du législateur et des financiers. Mais l'attention spéciale que la Nouvelle-Zélande porte à la biosécurité a probablement été générée à l'origine par un désir de protection d'une industrie agricole forte. Un « pack d'information sur la biosécurité », disponible à l'aéroport d'Auckland depuis avril 2005, déclare : « *La Nouvelle-Zélande est un petit pays insulaire. Bon nombre des organismes nuisibles et des maladies connus dans le monde sont absents ici. Merci de nous aider à faire en sorte qu'il en reste ainsi. La Nouvelle-Zélande enregistre un chiffre de huit milliards de dollars par an d'exportation de produits de base. L'introduction d'un seul nouvel organisme nuisible ou d'une seule nouvelle maladie pourrait avoir des conséquences désastreuses* ».

Nous allons détailler les aspects clés du programme de quarantaine néo-zélandais (Christensen, 2004), car ils méritent d'être déployés ailleurs.

La loi sur la biosécurité de 1993

C'est la loi néo-zélandaise principale contenant des mesures visant à maintenir à l'extérieur du pays les nouveaux organismes envahissants introduits de façon non intentionnelle et à empêcher qu'ils ne se disséminent pour prévenir tout dommage économique, social et environnemental. Elle stipule toute une gamme de fonctions, de pouvoirs et d'options de gestion des organismes dangereux. Un certain nombre de ministères sont concernés par la biosécurité, mais la responsabilité première de la mise en œuvre incombe au ministère de l'Agriculture et de la Forêt (MAF, *Ministry of Agriculture and Forestry*). Le service de quarantaine du MAF (MQS , *MAF's Quarantine Service*) est l'agence responsable de la mise en œuvre de la quarantaine de protection aux frontières du pays.

La loi sur les substances dangereuses et les nouveaux organismes de 1996 (loi HSNO, *Hazardous Substances and New Organisms Act*)

Cette loi est l'autre pièce principale de la législation sur les espèces envahissantes. La loi HSNO régit les opérations et les obligations des personnes et des organisations qui font entrer intentionnellement des nouveaux organismes en Nouvelle-Zélande. Les personnes qui se proposent d'importer des nouvelles espèces doivent obtenir l'autorisation de l'autorité de gestion du risque environnemental (ERMA, *Environmental Risk Management Authority*[6]) *via* la réalisation d'évaluations complètes du risque environnemental et d'une analyse complète du rapport avantage / risque en identifiant et en analysant tous les dangers, risques, avantages et conflits d'intérêt potentiels raisonnables. La preuve du soutien des parties prenantes et des nationaux est également nécessaire et une composante significative des coûts de l'ERMA est également prise en charge par le demandeur. La loi HSNO demande à l'ERMA d'utiliser ces analyses ainsi qu'une « approche de sécurité » pour étudier les risques et les avantages d'une telle introduction, particulièrement en ce qui concerne la flore et les communautés indigènes. L'évaluation inclut une audition publique quasiment obligatoire avant que l'autorisation ne puisse être donnée. La loi impose aux demandeurs, désirant faire entrer des nouveaux organismes, une obligation générale de prévention, de remède ou de limitation des effets négatifs réels ou potentiels de cet organisme. Le résultat net de cette loi a été une interruption effective des importations aux fins de loisirs de nouveaux organismes exotiques.

Les introductions non intentionnelles d'espèces envahissantes

Ces introductions sont minimisées par le contrôle des importations des « marchandises à risque ». Les normes sanitaires d'importation (IHS, *Import Health Standards*) constituent le mécanisme de définition des conditions qui doivent être satisfaites pour l'importation de marchandises à risque en Nouvelle-Zélande. Pour tout article ou produit importé pour la première fois en Nouvelle-Zélande, le MAF effectue (aux frais de l'importateur) une analyse du risque qui examine des facteurs tels que la nature du produit et la probabilité qu'il transporte des « organismes associés », par exemple des organismes nuisibles ou des maladies. Le MAF crée alors une IHS qui spécifie les protections ou les conditions qui doivent être satisfaites avant qu'un

[6] http://www.ermanz.govt.nz/

organisme ou un produit organique puisse être autorisé en Nouvelle-Zélande. Les IHS sont soigneusement validées (aux plans national et international) et revues de manière à garantir qu'elles soient cohérentes avec les normes de l'OMC et autres traités régissant le commerce international. Il existe plus de 500 IHS pour les animaux, les végétaux et produits organiques associés.

Durabilité de la faune et la flore

Lors de la préparation des IHS, la loi HSNO demande à l'ERMA de prendre en compte la durabilité de toute la flore et de toute la faune indigènes et introduites de valeur, la valeur intrinsèque des écosystèmes et la santé publique. Elle doit aussi prendre en compte la relation du peuple Maori, de sa culture et de ses traditions, avec ses sites ancestraux, terres et eaux (Christensen, 2004).

Règles et amendes significatives

Le MQS utilise des règles rationnelles, d'excellents matériels explicatifs et des amendes significatives. À leur entrée sur le territoire, il est demandé aux voyageurs de remplir un formulaire de déclaration de tous articles interdits avant de passer par un contrôle où sont utilisés des scanners aux rayons X et des chiens entraînés pour détecter les articles interdits. En juin 2001, le Gouvernement a créé un système d'amendes immédiates de 200 dollars néo-zélandais pour les voyageurs entrant en Nouvelle-Zélande qui font des déclarations de biosécurité erronées ; sur la première année, les statistiques ont indiqué 2,5 amendes pour 1 000 voyageurs. Ces amendes ont généré un bouche à oreille efficace sur les réglementations néo-zélandaises. L'inspection des passagers et des bagages est rapide, effective et efficace.

Courrier postal

Tout le courrier international entrant est inspecté en termes d'articles interdits aux rayons X et/ou par des chiens. Le MAF estime que seulement 1 % des articles interdits passe à travers les mailles du filet. Si des « beagles » relativement passifs sont utilisés pour contrôler directement les voyageurs, des chiens dits actifs sont utilisés pour le courrier et le fret afin de repérer les articles illégaux.

Les inspections du fret aérien et maritime

Ces inspections sont moins poussées que celles des passagers internationaux et du courrier entrant. Mais les filières les plus cruciales, par exemple les voitures d'occasion en provenance d'Asie, sont complètement inspectées, et d'autres filières font l'objet de contrôles aléatoires de manière à déterminer et à réduire le risque.

La réévaluation continue

Ceci est une composante importante de l'ensemble du système ; une analyse du risque phytosanitaire associé aux contenairs maritimes a récemment été effectuée (Border Management Group, 2003), et des nouvelles normes sanitaires d'importation pour les conteneurs maritimes ont été créées.

Une analyse gouvernementale et publique

Ce type d'analyse substantielle est demandée et obtenue pour les processus de biosécurité en Nouvelle-Zélande. Une analyse complète de la biosécurité a récemment été effectuée et une « stratégie de biosécurité » nationale complète a été mise au point[7].

Inspections aux points d'entrée

Les inspections des marchandises, des passagers, du courrier, etc., se font aux points d'entrée dans le pays, conformément aux normes IHS, et aux exigences de dédouanement, pour les différents types d'importations / d'arrivées. Ce système sert de système de surveillance, car de nombreux organismes qui sont interceptés sont identifiés et enregistrés. Conformément à la norme néo-zélandaise de diagnostic et d'information sur les organismes interceptés[8], les organismes nuisibles (ou suspectés tels) qui exigent une identification sont les suivants :

- tous les organismes nuisibles (semences contaminantes comprises) arrivant dans des produits accompagnés d'une certification ou d'un certificat phytosanitaire officiel gouvernemental ;
- tous les organismes nuisibles détectés sur des matériaux végétaux dans des installations de quarantaine post-entrée ou de transition ;
- toutes les mouches des fruits (ou suspectées telles), mortes ou vivantes, à tout stade de vie ;
- toutes les espèces de lymantride (par exemple, le bombyx disparate) (ou suspectées telles) mortes ou vivantes, à tout stade de vie ;
- les organismes nuisibles venant des bois de fardage ou autres matériaux d'emballage ou fret associés au bois ;
- toutes les araignées et tous les scorpions venimeux (ou suspectés tels) dangereux pour l'homme ;
- tous les amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères vivants ;
- tous les parasites visibles associés à des importations d'animaux vivants ;
- les moustiques, morts ou vivants, à tout stade de vie ;
- lorsque l'identification d'un organisme est nécessaire pour identifier le traitement approprié ;
- lorsque l'identification est nécessaire pour déterminer si le produit est autorisé à entrer.

Outre les centaines de normes sanitaires d'importation néo-zélandaises pour tous les produits importés (par exemple, les « *specified bee products from all countries* » ou produits d'apiculture spécifiés en provenance de tous les pays, les « *chick hatching eggs*

[7] http://www.biosecurity.govt.nz/
[8] http://www.biosecurity.govt.nz/border/inspection-services/bmg-std-pesti.htm

from Australia » ou œufs de poule à couver en provenance d'Australie), il existe également des IHS qui exigent une inspection de filières complètes ; c'est le cas des :

- conteneurs maritimes ;
- véhicules d'occasion ;
- pneus d'occasion ;
- équipements forestiers et agricoles.

Concernant les containers, les surfaces externes et internes sont inspectées conformément à l'IHS néo-zélandaise pour les conteneurs maritimes[9].

Concernant les inspections des importations des véhicules d'occasion, celles-ci exigent une inspection (interne et externe) de tous ces véhicules entrant en Nouvelle-Zélande, y compris les voitures accidentées qui peuvent exiger pour l'inspection un démontage avec des outils[10]. L'inspection inclut tous les dessous (*via* une fosse ou un pont), tous les compartiments du véhicule qui peuvent être ouverts sans outils, et le logement de la roue de secours[11].

Concernant les pneus d'occasion, une inspection post-fumigation est exigée pour la recherche de moustiques adultes (Annexe 6)[12].

Concernant les équipements forestiers et agricoles, une inspection de tous les compartiments et de toutes les surfaces de tous les équipements forestiers et agricoles d'occasion entrant en Nouvelle-Zélande est exigée[13].

Hawaii

La prévention des espèces envahissantes à Hawaii est compliquée par le fait que Hawaii est un État des États-Unis. Les États-Unis centrent la protection par quarantaine aux frontières nationales principalement sur l'agriculture et commencent tout juste à s'attaquer à la menace que représentent les espèces non indigènes pour les biotes et les écosystèmes indigènes. Bien que les espèces envahissantes soient de plus en plus reconnues comme constituant une menace extrêmement significative pour la biodiversité, la législation et la politique correspondantes des États-Unis sont fractionnées et incomplètes (OTA, 1993 ; Miller, 2004) et ne gèrent que très peu les impacts potentiels sur la biodiversité et/ou les écosystèmes indigènes (Simberloff, 2005). Cette situation est spécialement troublante du point de vue de la conservation de la biodiversité dans les îles hawaïennes, où il y a environ 10 000 espèces endémiques que l'on ne retrouve pas ailleurs (Eldredge et Evenhuis, 2003).

---

[9] http://www.biosecurity.govt.nz/border/transitional-facilities/sea-containers/summary.htm
[10] http://www.maf.govt.nz/biosecurity/imports/non-organic/standards/bmg-std-vehil.htm
[11] http://www.biosecurity.govt.nz/imports/non-organic/standards/bmg-std-htveh.pdf
[12] http://www.biosecurity.govt.nz/imports/non-organic/standards/bmg-std-tyres.htm
[13] http://www.biosecurity.govt.nz/imports/non-organic/standards/152-07-04i.htm

Retour au Sommaire

Hawaii est exceptionnellement sensible aux invasions. Beardsley (1979) rapporte la détection de 19 nouvelles espèces d'arthropodes qui se sont établies par an à Hawaii entre 1962 et 1976. Un autre entomologiste (McGregor, 1973) a calculé que, compte tenu du fait que Hawaii a en gros le même nombre d'espèces d'insectes et d'acariens non indigènes établies que les États-Unis continentaux, le taux d'introduction par unité d'aire à Hawaii était 500 fois celui du reste des États-Unis. Une raison probable est que Hawaii compte de nombreux habitats différents situés à proximité des principaux points d'entrée, permettant ainsi aux organismes transportés de trouver un habitat pour s'établir. La biodiversité (et l'agriculture) de Hawaii a énormément souffert. Pourtant, Hawaii a conservé des écosystèmes indigènes relativement intacts en altitude et une communauté de biologie de la conservation active (Holt, 1996 ; Loope, 1998).

Le service de quarantaine végétale du ministère de l'Agriculture de Hawaii (*Hawaii Department of Agriculture, Plant Quarantine Branch*, HDOA-PQ) est la première entité mandatée pour réguler l'importation et les déplacements de tous les végétaux et animaux non domestiques (vertébrés et invertébrés) – pour empêcher l'introduction à Hawaii d'insectes dangereux, de maladies des végétaux, d'animaux illégaux et autres organismes nuisibles. Cependant, le gouvernement d'État a une juridiction limitée et beaucoup moins d'inspecteurs dans les ports d'Hawaii que le gouvernement fédéral ; la focalisation et l'autorité de l'État s'exercent essentiellement sur les matériaux en provenance des États-Unis continentaux. Pour la protection contre les organismes présents dans les matériaux entrant à Hawaii en provenance de sources internationales, les inspecteurs fédéraux constituent la référence. Dans les ports de Hawaii, les inspecteurs fédéraux passent au crible les bagages, les bagages à main et le fret des avions et des navires en provenance de pays étrangers et de ceux partant pour les États-Unis continentaux.

Les inspections fédérales des arrivées internationales à Hawaii sont essentiellement centrées sur les mêmes organismes cibles que dans tous les ports des États-Unis pour la protection de l'agriculture principale, et l'État peut avoir un déficit d'autorité pour inspecter les arrivées internationales. De plus, la coordination entre les efforts de la fédération et de l'État pour la gestion d'expéditions spécifiques est possible, mais s'est avérée inefficace ces dernières années du fait du nombre insuffisant d'inspecteurs de l'État, bien que des questions légales impliquant l'autorité de la fédération et de l'État soient également présentes. Néanmoins, des efforts inter-agences de planification d'une collaboration productive sont en cours depuis plus de dix ans (Holt, 1996), beaucoup de travaux de base pour l'amélioration ont été faits, et des avancées pour améliorer la protection de Hawaii de nouvelles invasions pourraient théoriquement apparaître à tout moment.

Dans les années 1990, une controverse quant à l'agrandissement de l'aéroport de Kahului à Maui (Hawaii), et à son impact potentiel sur le biote du Parc national de Haleakala a eu pour résultat une attention spéciale portée au besoin de mesures préventives améliorées pour protéger les biotes et les écosystèmes indigènes des nouveaux organismes nuisibles entrants (Reeser, 2002). Un résultat positif a été obtenu dans la mesure où le HDOA a produit une évaluation du risque phytosanitaire pour l'aéroport de Kahului (KARA, *Kahului Airport Pest Risk Assessment*) pour les passagers et le fret à l'aéroport de Kahului. Ce rapport (HDOA, 2002) a eu pour conséquence une série de recommandations du HDOA pour l'amélioration de son

programme de quarantaine à l'aéroport et a donné une idée importante de la manière selon laquelle la prévention pouvait être améliorée au plan de l'État, peut-être en utilisant l'aéroport de Kahului comme modèle et avec relativement peu de changements des réglementations en vigueur. La mesure de cette amélioration dépendra en grande partie de la force du soutien du public d'une meilleure prévention et d'un plus grand engagement de l'administration et du législateur de l'État pour trouver le financement d'un nombre substantiellement plus important d'inspecteurs. Que cette amélioration pour Hawaii se fasse ou non, le rapport du HDOA (2002) peut être utile pour avoir une vision du risque phytosanitaire et savoir comment d'autres îles du Pacifique pourraient le gérer au mieux.

Un point important du rapport du HDOA (2002) est le grand nombre d'organismes potentiels arrivant sur des articles agricoles, particulièrement sur les « produits organiques » dans le fret aérien. Un point potentiellement important qui manque est une évaluation complète des organismes potentiels arrivant sur des articles de pépinières ; la plus grande partie de ce fret entre dans l'État à Honolulu (île d'Oahu) et dans les ports de mer. À la mi-2005, le HDOA effectuait des évaluations du risque phytosanitaire pour les aéroports (et en fera peut-être pour les ports de mer) sur Oahu, qui incluaient des quantités significatives de produits de pépinières.

Mais il peut y avoir des aspects de la méthodologie / stratégie utilisée par le rapport HDOA (2002) qui peuvent être de la plus grande pertinence pour les besoins de la Nouvelle-Calédonie. Nous allons en détailler quelques-uns.

Définition d'un organisme de quarantaine

L'évaluation du risque pour l'aéroport de Kahului a été effectuée conformément aux définitions acceptées au plan international d'un organisme de quarantaine : « *organisme nuisible qui a une importance potentielle pour l'économie de la zone menacée et qui n'est pas encore présent dans cette zone ou bien qui y est présent mais n'y est pas largement disséminé et fait l'objet d'une lutte officielle* » (FAO, 2006 ; NAPPO, 2004). La première étape de l'identification des organismes de quarantaine consiste à présenter une liste complète des organismes de quarantaine potentiels connus pour être présents dans le pays ou dans la région dont la filière est à l'origine. Dans cette étude, la filière de déplacement des organismes concerne les vols long courrier qui atterrissent à l'aéroport de Kahului. La filière concerne également les passagers, les bagages et le fret, en provenance de tous les États-Unis, ainsi que d'autres points de départ. Dresser une liste des organismes potentiels pour ces vols n'est pas faisable. À la place, l'évaluation du risque est fondée sur les organismes interceptés dans la filière, mais également sur une détermination de l'importance économique potentielle que ces organismes pourraient avoir s'ils s'établissaient à Hawaii.

Définition d'un organisme nuisible

La définition d'un organisme nuisible, tel que celui-ci est défini au Chapitre 150A des statuts révisés de Hawaii (*Hawaii Revised Statutes*, HRS), a été utilisée pour déterminer le statut d'organisme nuisible des organismes interceptés lors de la KARA. Un organisme nuisible est défini comme *« tout animal, insecte, agent pathogène ou autre organisme à un stade quelconque de développement qui est préjudiciable ou potentiellement dangereux pour l'agriculture, ou l'horticulture, ou la santé animale ou*

publique, ou les ressources naturelles, y compris les biotes indigènes ou a un effet négatif sur l'environnement ».

Les inspecteurs de la quarantaine des végétaux (PQ, *Plant Quarantine*) ont surveillé tous les vols intérieurs pendant la KARA à la recherche d'organismes nuisibles tel que ce terme est défini au Chapitre 150A et ont confisqué tous les organismes nuisibles découverts. La procédure opérationnelle standard de la PQ et les politiques de branches ont été suivies pour l'inspection et pour la mise à disposition de tous les produits agricoles pouvant être autorisés. À savoir que si un produit quelconque était avéré infesté par un insecte ou une maladie connu(e) pour être présent(e) à Hawaii, il était autorisé à entrer dans l'État si le niveau d'infestation était faible et si le produit pouvait être « nettoyé et remis en circulation ». Si le produit était modérément ou fortement infesté par l'insecte ou la maladie, l'inspecteur ordonnait la destruction ou le traitement du produit, ou ordonnait le retour du produit à l'expéditeur. La quarantaine des végétaux de l'État doit officiellement identifier toutes les maladies ou tous les insectes interceptés qui ont pour conséquence une action réglementaire.

À propos des insectes

Le rapport cite : « Les insectes étaient considérés comme constituant un risque élevé s'ils étaient découverts dans le produit à un niveau d'infestation modéré ou élevé […]. Ces insectes étaient considérés comme constituant un risque élevé parce qu'à ces fortes densités, ils avaient une probabilité plus forte de faire entrer dans l'État un nouveau matériel génétique qui viendrait s'ajouter aux populations existantes de l'organisme. ».

La quarantaine des végétaux de l'État doit officiellement identifier toutes les maladies ou tous les insectes interceptés qui ont pour conséquence une action réglementaire[14].

Le HDOA continue de mettre en œuvre ces procédures pour l'inspection du fret aérien à Kahului depuis 2001 sans obligation légale. La plupart des expéditions viennent de Californie ; ces expéditions se sont avérées beaucoup plus propres depuis la mise en place de la nouvelle méthodologie, mais il y a encore régulièrement des rejets. Il faut dire que le HDOA s'occupe là de produits domestiques. Si le HDOA s'occupait de marchandises internationales (ce qu'il fera peut-être dans l'avenir, avec plus d'inspecteurs), ses procédures résisteraient-elles à une analyse légale internationale rigoureuse ? Une récente analyse de Foote et Burgiel (2005), bien qu'elle ne concerne pas spécifiquement le HDOA et l'aéroport de Kahului, suggère que ces procédures pourraient résister à une analyse, peut-être avec certains affinements pour une utilisation. Le raisonnement partirait de l'affirmation que la biodiversité et les écosystèmes des îles océaniques en général, et que la biodiversité et les écosystèmes de Hawaii et de la Nouvelle-Calédonie en particulier sont connus pour être hautement

[14] Si un produit quelconque était avéré infesté par un insecte ou une maladie non connu(e) pour être présent(e) à Hawaii, l'insecte ou la maladie était considéré(e) comme répondant à la définition d'un organisme nuisible, au termes du Chapitre 150A des statuts révisés de Hawaii, et n'était pas autorisé à entrer, parce qu'il était supposé être potentiellement dangereux jusqu'à ce qu'il soit documenté autre. Pendant la KARA, 125 espèces d'arthropodes et 16 maladies de végétaux non connues pour être présentes (NKO, *not known to occur*) à Hawaii ont été découvertes dans des expéditions et les expéditions ont été rejetées.

Retour au Sommaire

vulnérables aux invasions – voire substantiellement plus vulnérables que la biodiversité et les écosystèmes continentaux (McGregor, 1973 ; Loope et Mueller-Dombois, 1989). Ainsi, si une expédition est infestée par un organisme non connu pour être présent à Hawaii ou en Nouvelle-Calédonie, l'expédition n'est pas autorisée à franchir la frontière s'il n'y a pas une preuve acceptable que l'organisme n'est pas « *préjudiciable ou potentiellement dangereux pour l'agriculture, ou l'horticulture, ou la santé animale ou publique, ou les ressources naturelles, y compris les biotes indigènes ou [n'a pas] un effet négatif sur l'environnement* »[15].

Australie

L'Australie est presque aussi en pointe que la Nouvelle-Zélande pour la solidité de son approche de la biosécurité contre les espèces envahissantes. L'île-continent est l'État le plus touché par la perte de biodiversité : 16 % de la flore australienne se compose d'espèces exotiques qui se sont naturalisées, tandis que 15 % des mammifères sont des espèces allochtones invasives, et certaines estimations indiquent que jusqu'à 20 % de la faune entomologique pourrait être exotique. Selon certaines études, les plantes exotiques coûteraient à l'Australie jusqu'à 4,4 milliards de dollars australiens (environ 2,6 milliards d'euros) chaque année, et ce seulement sur le plan économique, c'est-à-dire sans prendre en compte les effets sur l'environnement. Parmi les espèces animales exotiques, beaucoup sont considérées comme ayant un impact terrible en termes environnementaux et économiques ; ce sont notamment les chats, les chiens, les renards, les lapins, les cochons, les mainates ou les crapauds buffles. En ce qui concerne la présence d'invertébrés et de maladies, l'Australie a réussi à se préserver des insectes nuisibles les plus dangereux du monde et elle tient à maintenir cet état de fait.

Afin de protéger des vies humaines, ainsi que la faune et la flore en Australie, l'État australien a jugé utile d'appliquer des procédures de contrôle renforcées, et ce à ses frontières internationales. La réglementation australienne sur la quarantaine figure dans le *Quarantine Act* (loi sur la quarantaine) de 1908, dans la *Quarantine Proclamation* (proclamation sur la quarantaine) de 1998, qui lui est subordonnée, ainsi que dans les *Quarantine Regulations* (réglementations sur la quarantaine) de 2000. Afin de protéger sa faune et sa flore, l'Australie a mis en place le programme *« Biosecurity Australia »,* ou biosécurité en Australie[16], sous la houlette du ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation, afin d'empêcher ou de contrôler l'entrée, l'installation ou le développement des organismes nuisibles et des maladies sur le sol australien. Mis en place en octobre 2000, ce programme est indépendant de l'*Australian Quarantine and Inspection Service* (AQIS, service australien de quarantaine et d'inspection), afin de faire une distinction entre le développement des politiques de biosécurité et les négociations d'accès au marché technique d'exportation d'une part, et le travail opérationnel de l'AQIS, d'autre part. Cet organisme a entre autres pour missions d'assurer l'efficacité de la quarantaine aux frontières, de délivrer des permis d'importation et de fournir une certification sanitaire pour l'exportation. Comme dans d'autres États, l'autorisation d'importer un nouvel organisme vivant est l'aboutissement

[15] En fournissant une liste des organismes connus pour être présents à Hawaii ou en Nouvelle-Calédonie, il pourrait être possible de demander un pré-dédouanement des importations par une entité agricole qualifiée. En pratique, les expéditions à destination des îles océaniques ne devraient peut-être pas être contaminées par des organismes autres que ceux déjà bien documentés pour être inoffensifs.

[16] www.affa.gov.au/biosecurityaustralia

Retour au Sommaire

d'une histoire particulière de la protection de la flore et de la qualité des exportations agricoles australiennes. Cependant, après une révision approfondie du système menée en 1996 (le *Nairn Report* ou rapport Nairn), cette responsabilité est partagée avec le ministère de l'Environnement et du Patrimoine depuis 1999. Désormais, l'Australie applique le principe « présumé coupable jusqu'à preuve du contraire », au moyen d'une liste blanche, ou *white list,* des espèces autorisées. Toute proposition d'introduction d'une nouvelle espèce doit être validée puis inscrite sur la liste blanche, ce qui donne lieu à une évaluation de risque d'importation (IRA) détaillée, ainsi qu'à une évaluation d'impact environnemental. Cette dernière procédure est définie dans l'*Environment Protection and Biodiversity Conservation Act* (loi sur la protection de l'environnement et de la biodiversité) de 1999. Le ministère de l'Environnement et du Patrimoine exige également qu'une analyse risques / bénéfices des effets probables sur l'environnement soit menée, et qu'elle inclue une consultation du public.

Il incombe à l'importateur de donner des éléments de référence provisoires pour une évaluation des effets potentiels sur l'environnement australien qu'entraînerait toute modification de la liste blanche. C'est lui qui finance cette étude. L'évaluation a pour principal objectif de fournir une analyse résumée des informations clés (notamment des coûts et des bénéfices), ainsi qu'une projection détaillée des risques que comporte l'importation prévue. Les éléments de référence provisoires sont publiés sur le site Internet du ministère de l'Environnement et du Patrimoine pendant dix jours ouvrables, pour permettre un débat public. Tous les commentaires reçus sont examinés par le demandeur de l'autorisation et intégrés comme il convient dans les éléments de référence. Une fois terminée, l'évaluation provisoire est publiée sur le site Internet du ministère de l'Environnement et du Patrimoine pendant vingt jours ouvrables. Tous les commentaires publics reçus sont examinés de près, et les conclusions sont justifiées dans l'évaluation par le demandeur de l'autorisation d'importer. Lorsque l'évaluation finale a été acceptée, le ministre fédéral de l'Environnement et du Patrimoine la présente au Parlement pour que les autres ministres concernés (au niveau de l'État fédéral, des États fédérés et des territoires) puissent la consulter. Il peut aussi demander leur avis à d'autres organisations ou à d'autres personnes avant de décider de modifier la liste. Le cas échéant, la liste sera remaniée afin d'inclure la nouvelle espèce. Cette modification sera publiée au journal officiel du gouvernement australien (l'*Australian Government Gazette*). Cet ajout demeure alors modifiable pendant cinq ans. Lorsque la nouvelle espèce paraît sur la liste d'importation d'espèces vivantes, les importateurs d'agents de contrôle biologique peuvent déposer une demande auprès du ministère de l'Environnement et du Patrimoine pour obtenir l'autorisation de présence sur le territoire. Les personnes, à qui la décision d'autoriser l'espèce a causé un préjudice, peuvent demander une explication écrite. En pratique, cette loi a pour effet de n'autoriser que très peu de nouveaux organismes à entrer sur le territoire australien (en les incluant sur la liste blanche), et ce seulement s'ils présentent des bénéfices publics potentiels importants pour un risque économique ou environnemental faible.

Le système de quarantaine australien s'appuie, à la fois, sur les lois du Commonwealth, de l'état et du territoire. La constitution australienne ne donne pas au gouvernement du Commonwealth une compétence exclusive en matière de quarantaine, de sorte que les lois du Commonwealth et de l'état co-existent en ce domaine. Cependant, selon la section 109 de la Constitution, si une loi de l'état est incompatible avec la loi du Commonwealth, alors cette dernière prévaut et la partie contradictoire de la loi de l'état est invalidée. Au niveau international, les clauses de transparence de

l'agrément SPS exigent des membres de l'OMC qu'ils informent les autres membres, via le secrétariat de l'OMC, des nouveaux règlements sanitaires ou phytosanitaires proposés ou des modifications relatives aux règlements existants lorsque ceux-ci sont fondamentalement différents des règles internationales et qu'ils pourraient avoir un impact significatif sur le commerce international à un stade où toute remarque peut encore être prise en compte. La procédure australienne consiste à diffuser les drafts des rapports des Analyses de Risques des Importations (ARI) afin de les soumettre aux remarques pendant une période de 60 jours. L'Australie informe également l'OMC des résultats de leurs processus d'ARI.

En Australie, les Analyses de Risques des Importations sont l'équivalent des normes sanitaires d'importation en Nouvelle-Zélande. L'Australie utilise ces analyses comme la Nouvelle-Zélande, afin d'évaluer les risques spécifiques liés à un produit ou à un métabolisme d'une plante particulière[17]. Cependant, le système d'ARI australien a été récemment examiné et trouvé moins efficace que ces équivalents néozélandais et américains, de sorte que des améliorations vont bientôt y être apportées.

Comme en Nouvelle-Zélande, le service australien d'inspection de la quarantaine assure une protection équivalente des frontières vis-à-vis des passagers, des colis postaux et du fret aérien ou maritime, et cela avec des normes équivalentes. Cette politique de protection bénéficie d'un fort soutien public et l'importance de la biosécurité fait l'objet d'une campagne de sensibilisation publique continue impliquant des personnalités publiques respectées. Bien qu'il soit reconnu qu'un contrôle rigoureux des visiteurs et des passagers lors de leur entrée dans le territoire n'amène probablement pas de résultats significatifs concernant la diminution du nombre de nouvelles implantations d'espèces étrangères (*il n'y a pas là de risque majeur d'entrée sur le territoire*), cette politique a eu un impact considérable sur la prise de conscience nationale et internationale concernant la faible tolérance australienne vis-à-vis de l'introduction de nouvelles espèces. Le risque le plus important de quarantaine pour l'entrée de nouvelles espèces étrangères se situe au niveau du fret maritime, domaine pour lequel la politique australienne a été récemment mise à jour.

Le gouvernement australien dépense actuellement annuellement plus de 300 millions de dollars australien pour protéger le pays contre l'introduction de maladies et d'épidémies exotiques. Un tiers supplémentaire de cette somme est en outre également obtenu grâce à des sources extérieures telle que l'industrie, par le biais de droits divers et de charges pour les services de quarantaine. La biosécrurité de l'Australie est un thème régulièrement examiné par le gouvernement afin d'améliorer les procédures et de garantir la conformité avec les agréments internationaux.

Tahiti

La Polynésie française est une collectivité française d'outre-mer, au statut de Pays depuis février 2004. Dotée d'une large autonomie au sein de la République française, elle dispose d'un gouvernement constitué de ministères, dirigé par un président qui est élu par une assemblée. Les domaines de l'environnement et de

[17] http://www.aph.gov.au/house/committee/jpaa/aqis/report.pdf

l'agriculture sont sous la compétence du Pays. Le ministère du Développement durable (anciennement appelé ministère de l'Environnement) et son service technique, la direction de l'Environnement, sont en charge de la protection de la nature. Le ministère de l'Agriculture et de l'Élevage et son service technique, le service du Développement rural et plus particulièrement son département de la protection des végétaux, sont en charge de la quarantaine zoo- et phytosanitaire à la frontière mais également pour tous les échanges inter-îles à l'intérieur de la Polynésie française. Il existe deux principaux textes réglementaires permettant de lutter contre l'introduction d'espèces envahissantes ou potentiellement envahissantes en Polynésie française.

Délibération relative à la protection de la nature (délibération n° 96-42 AT votée par l'assemblée en 1995 et proposée par le ministère de l'Environnement), plus particulièrement le Chapitre III intitulé « Des espèces menaçant la biodiversité »

Toute introduction ou importation d'espèce animale ou végétale n'existant pas en Polynésie française est interdite. Des dérogations particulières peuvent être accordées, l'autorité administrative fondant sa décision favorable sur les éléments ou les études à la charge du pétitionnaire établissant l'innocuité de l'importation de l'espèce sur la biodiversité locale. Cette mesure est très dissuasive pour les importateurs qui souhaitent introduire une espèce nouvelle. Elle a également permis d'évaluer l'impact des agents de lutte biologique récemment introduits en Polynésie française : le champignon pathogène *Colletotrichum gloeosporioides forma specialis miconiae,* introduit en 2000 à Tahiti pour lutter contre le miconia *Miconia calvescens,* ou l'hyménoptère parasitoïde *Gonatocerus ashmeadi* contre la cicadelle *Homalodisca coagulata* en 2005. La liste des espèces végétales et animales présentes en Polynésie française est malheureusement incomplète[18].

Une liste des espèces menaçant la biodiversité déjà présentes sur le territoire et dont le développement présente une menace actuelle ou potentielle pour la biodiversité est dressée : l'introduction nouvelle, la propagation et le transfert d'une île à l'autre sont interdites. Des amendes fortes pour toute infraction (jusqu'à 1 million de francs CFP, soit 8 400 euros) sont prévues. Trente-cinq plantes vasculaires (Meyer, 1998a ; Meyer et *al.*, *données non publiées*), 4 oiseaux (le merle des Moluques *Acridotheres tristis*, le bulbul à ventre rouge *Pycnonotus cafer*, le busard de Gould *Circus approximans*, et le Grand Duc de Virginie *Bubo virginianus*), et l'escargot carnivore *Euglandina rosea* (Meyer, 1998b) ont été déclarés espèces menaçant la biodiversité en Polynésie française. La tortue de Floride *Trachemys scripta*, les rats *Rattus spp*. et la fourmi électrique *Wasmannia auropunctata* ont été proposées au classement en 2006. Signalons l'absence dans cette liste d'autres animaux prédateurs envahissants bien connus en Polynésie française comme les fourmis *Anopolepis longipes, Pheidole megacephala* et *Solenopsis geminata* ou les poissons d'eau douce comme le tilapia du Mozambique *Oreochromis mossambicus*, la Gambusie *Gambusia affinis* et le guppy *Poecilia reticulata*.

[18] Pour les plantes, la référence est la base de données botanique « Nadeaud », IRD/Gouvernement de Polynésie française datant de 1992.

Délibération sur la protection des végétaux (n° 95-42 AT votée par l'assemblée en 1996 et préparée par le ministère de l'Agriculture)

Cette délibération et plus particulièrement l'arrêté n° 740 CM du 12 juillet 1996 fixent la liste des organismes nuisibles, des végétaux et des produits végétaux susceptibles de véhiculer des organismes nuisibles dont l'importation en Polynésie française est interdite. Cette liste comprend des acariens, des insectes, des nématodes, des cryptogames, des virus et mycoplasmes, et des plantes vasculaires (environ 140 espèces dont 75 présentes en Polynésie française ; Meyer, 1998b). Tous ces organismes sont nuisibles, ou potentiellement nuisibles pour la Polynésie française, qu'ils soient déjà présents ou encore absents. Cette liste noire est loin d'être exhaustive : à titre d'exemple, si elle comprend les fourmis *Wasmannia auropunctata*, *Iridomyrmex humilis* et *Pheidole megacephala*, elle ne comporte ni *Solenopsis geminata,* ni la très agressive fourmi de feu *S. invicta* encore absente en Polynésie française.

Un Comité interministériel de lutte contre le miconia et contre les autres espèces végétales menaçant la biodiversité en Polynésie française a été créé en 1998, suite aux recommandations émises lors de la première conférence régionale sur la lutte contre le miconia qui s'est tenue à Tahiti en août 1997 (Meyer et Smith, 1998). Les missions de ce comité, présidé par le ministre de l'Environnement, consistent à déterminer les plans d'action sur le terrain à court et moyen terme, les moyens matériels humains et financiers appropriés, les priorités en matière d'information, de formation, d'actions de recherche et de réglementation (Meyer, 2000). Les campagnes annuelles de lutte manuelle contre le miconia, menées dans l'île de Raiatea entre 1998 et 2005, ont été organisées et financées par ce comité ainsi que la publication d'un dépliant sur les plantes menaçant la biodiversité (Meyer et Luce, non daté). L'élargissement de ce comité à l'ensemble des espèces végétales et animales envahissantes a été proposé à plusieurs reprises dans les dernières années, notamment lors de l'explosion démographique de la cicadelle *Homalodisca coagulata* en 2001, de la découverte du crapaud *Bufo marinus* en 2002 et du serpent *Elaphe guttata* en 2003 (Meyer, 2004), ou la découverte de l'invasion par la fourmi *Wasmannia auropunctata* à Tahiti en 2004, avec la mise en place d'un comité de lutte spécifique contre cet insecte (Meyer et Jourdan, 2005).

Comment pouvons-nous évaluer, pour chaque espèce candidate à l'importation, son potentiel à devenir envahissante ?

Le fait qu'un végétal soit envahissant dans un environnement similaire dans d'autres zones géographiques est à l'heure actuelle le moyen le plus fiable pour prédire sa capacité à s'établir en Nouvelle-Calédonie, ou ailleurs, et à l'envahir[19]. Ceci est également vrai pour les arthropodes et les pathogènes si les végétaux qu'ils peuvent

[19] Conseil National de la Recherche aux États-Unis, 2002, p. 141.

utiliser ailleurs sont présents en Nouvelle-Calédonie. En-dehors de cette règle élémentaire, il n'y a pas de grands principes scientifiques ou de procédures fiables connus permettant d'identifier le potentiel d'envahissement d'organismes dans des nouvelles zones géographiques. Le Conseil National de la Recherche aux États-Unis énonce ce qui est clair pour la plupart des scientifiques et des responsables en charge des questions relatives aux espèces envahissantes, à savoir : « *Un jugement expert – la capacité de synthèse d'enquêteurs ayant une longue expérience de la surveillance du destin d'espèces dans des nouvelles zones – est aujourd'hui utilisé pour combler l'espace entre un ensemble de données en grande partie qualitatives et la détermination de la probabilité de l'arrivée d'un organisme et de sa capacité à s'établir. L'expérience collective d'experts est qu'il n'y a pas de base conceptuelle pour comprendre les invasions ; le challenge consiste à transformer un jugement en une capacité prédictive transparente, répétable, quantitative et complète.* » En clair, empêcher le transport et l'établissement d'espèces envahissantes nécessite des jugements sains d'entités gouvernementales responsables, avec une documentation d'accompagnement expliquant pourquoi certaines réglementations et décisions préventives ont été prises sur la base de preuves incluant un jugement expert.

Daniel Simberloff, écologiste à l'Université du Tennessee (USA), a récemment remis en question le paradigme d'exigence d'une « évaluation du risque », telle que celle-ci est appliquée aux États-Unis, avec une présomption d'innocence avant la preuve de la culpabilité. Contrairement à la Nouvelle-Zélande qui traite la biosecurité de manière pro-active sur la base des filières et exige qu'une norme sanitaire d'importation soit en place (typiquement aux frais de l'importateur) pour chaque nouveau produit ou nouvelle filière, les États-Unis autorisent normalement le commerce jusqu'à ce qu'une évaluation du risque soit en place. Les exemples bien connus de filières que les États-Unis ont été lents à gérer incluent les importations de bois brut et les emballages en bois massif (Campbell et Schlarbaum, 2002 ; Tkacz, 2002). Simberloff (2005) développe les arguments suivants, qui peuvent s'appliquer à nombre d'autres gouvernements au-delà des États-Unis : « *Les principales luttes politiques à propos des invasions biologiques sont déclenchées parce que la reconnaissance de plus en plus importante du mal qu'elles causent coïncide avec la proposition du libre-échange comme solution aux maux sociaux et économiques. Les introductions d'espèces sont tombées dans le monde entier dans la rubrique évaluation du risque. Je prétends ici que les méthodes actuelles d'évaluation du risque n'ont pas donné de bons résultats pour guider la politique relative aux espèces introduites, ni pour la gestion de celle-ci. L'évaluation du risque est devenu le paradigme principal pour autoriser les introductions en partie parce que l'accord sanitaire et phytosanitaire (SPS), qui fait partie des accords de 1994 mettant en place l'Organisation mondiale du commerce (OMC), inclut une présomption de sécurité et demande la preuve qu'une introduction d'une espèce est risquée. Les SPS intègrent l'évaluation du risque comme base de la limitation de la circulation des marchandises, espèces comprises. Les traités multilatéraux suivent cette voie ; par exemple, dans le cadre du Traité de libre-échange nord-américain, la limitation de la circulation des marchandises pour des raisons SPS doit être fondée sur l'évaluation du risque (Article 754.3c). L'évaluation du risque, telle qu'elle est interprétée dans les traités, doit être quantitative. Le Gouvernement des États-Unis a également adopté cette attitude ; par exemple, le décret (Executive Order) 13 112 sur les espèces envahissantes impose une telle évaluation pour l'introduction de nouvelles espèces et la dissémination de populations existantes* ».

Simberloff (2005) analyse ensuite la méthodologie des États-Unis dans le processus d'évaluation du risque pour l'introduction aux USA de la carpe noire chinoise *Mylopharyngodon piceus*, de l'huître asiatique *Crassostrea ariakensis*, et du bois d'œuvre brut. Il continue ainsi : « *Les [cas ci-dessus] font apparaître une remise en cause de l'évaluation du risque pour les espèces introduites. La présomption d'innocence, bien qu'elle soit en accord avec la jurisprudence des États-Unis, fait peser une lourde charge sur les parties prenantes qui désirent stopper une introduction. Les impacts des espèces introduites sont idiosyncrasiques et souvent imprévisibles [...], et notre connaissance écologique de la plupart des espèces est insuffisante pour autoriser un avis bien informé sans une étude substantielle. Pour la plupart des introductions planifiées, l'évaluation du NRC de plusieurs années pour qu'une évaluation de la présomption d'innocence soit crédible [...] n'est probablement pas loin du compte* ».

Le problème posé par la présomption d'innocence est exacerbé par l'adoption de l'évaluation quantitative du risque comme moyen de détermination des niveaux de risque dus à une introduction. Non seulement il est difficile, voire impossible, d'imaginer tous les risques, mais il y a également une limite à la quantification de certains risques et une difficulté à préciser les délais dans lesquels les impacts peuvent être attendus. C'est pourquoi, les procédures actuelles reposent fortement sur des évaluations qualitatives effectuées par des experts (faible, moyen, élevé et autres), et sur des algorithme arbitraires pour combiner les risques de divers types et les estimations de différents experts ; il n'y a souvent pas moyen de faire mieux. Cela explique également en partie pourquoi il est difficile pour un pays de défendre l'exclusion d'une espèce proposée à l'introduction, ou d'un produit pouvant en héberger une, sans être accusé de protectionnisme. Une telle défense doit être fondée sur une évaluation quantitative du risque, et une évaluation valide est probablement impossible pour la plupart des espèces introduites potentielles et des filières qui peuvent les véhiculer.

Simberloff (2005) conclut : « *Les évaluations du risque, essentiellement des demandes de jugement, sont soumises à l'influence politique, même si ces jugements sont des jugements d'experts. Il est toujours possible de trouver des experts donnant un avis de risque minime, même s'ils appartiennent à une minorité. Comme le montrent les cas des carpes et des huîtres, les parties prenantes commerciales qui désirent une introduction, et les politiciens qui les soutiennent, peuvent faire preuve d'un pouvoir important pour transformer un jugement sur le risque en une politique* ».

Sur les îles du Pacifique où elles sont encore absentes, quelles mesures ont évité leur introduction ? Est-il possible d'en analyser la pertinence et l'efficacité ?

Jusqu'à aujourd'hui, l'un des meilleurs exemples de succès apparent de prévention durable de l'introduction d'une espèce à fort risque et fort impact est le travail du comité Boiga (*Brown Tree Snake*, BTS) pour éviter que le BTS ne quitte Guam *via* les marchandises et le fret sortant de l'île (BTS Control Committee, 1996 ; Colvin et *al.*, 2005). Ce travail coûte néanmoins 5 à 6 millions de dollars par an, et il existe toujours le risque d'un manque potentiel de financement.

Les autres exemples parfaits sont, en Nouvelle-Zélande, la prévention de l'introduction de la fourmi rouge importée (RIFA, *Red Imported Fire Ant*) et du bombyx disparate, ainsi que le succès de la rapidité de réaction à ceux-ci.

La Nouvelle-Zélande est parvenue jusqu'à aujourd'hui à ne pas avoir de RIFA établie, grâce à deux éradications locales (aéroport d'Auckland et port de Napier) depuis sa première découverte (Auckland), en février 2001. Pendant ce temps, la RIFA s'est établie en Australie (2001), à Taïwan (2004), à Hong Kong (2005) et en Chine continentale (2005).

S'il s'établissait en Nouvelle-Zélande, le bombyx disparate (*Lymantria dispar)* pourrait potentiellement coûter 165 millions de dollars de dommages forestiers par an à une industrie forestière néo-zélandaise qui représente 2 milliards de dollars néo-zélandais. Le ministère néo-zélandais de l'Agriculture et de la Forêt (MAF) a un programme de surveillance du bombyx disparate depuis 1993. Un bombyx a été capturé en mars 2003 à Hamilton, au sud d'Auckland, ce qui a déclenché un programme d'éradication dont on dit qu'il a coûté 5,4 millions de dollars sur les deux années de traitement qui ont mené à la déclaration d'éradication en mai 2005 (Anonyme, 2005). Cet effort d'éradication comprenait des pulvérisations aériennes, des recherches au sol, le piégeage aux phéromones à Hamilton et dans les villes satellites, des piégeages en masse, la prise de conscience du public et la mise en place d'une zone contrôlée et de contrôles des déplacements sur la végétation hôte. Au cours de ce travail, une association de citoyens a engagé un procès contre le MAF pour essayer de faire stopper les pulvérisations, mais sans résultat à ce jour (Anonyme, 2005).

Bibliographie

ANONYME, 2005 - Pest moth eradicated in Hamilton. *New Zealand Herald*, 26 May 2005. En ligne [http://www.nzherald.co.nz/index.cfm?c_id=500816&ObjectID=10127654]

BASKIN Y., 2002 - *A Plague of Rats and Rubber-vines. The Growing Threats of Species Invasions.* Washington, Island Press/Shearwater Books, 377 p.

BEARDSLEY J.W., 1979 - New immigrant insects in Hawaii: 1962 through 1976. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*, 23: 35-44.

BORDER MANAGEMENT GROUP, 2003 - *Sea Container Review.* MAF Discussion Paper No. 35.

BROWN K., 2004 - *Restoring Kapiti: Nature's second chance*. Dunedin, New Zealand, University of Otago Press, 128 p.

BROWN TREE SNAKE CONTROL COMMITTEE, 1996 - *Brown Tree Snake Control Plan*. Aquatic Nuisance Species Task Force, 41 p.

CALEY P., PHELOUNG P., LONSDALE M., 2004 – « Estimating uncertainty in weed risk assessment predictions ». *In* Sindel B.M., Johnson S.B. (eds.): *Weed management: balancing people, planet, profit*. 14th Australian Weeds Conference papers & proceedings. Wagga Wagga Australia, Weed Society of New South Wales: 592-595.

CAMPBELL F.C., SCHLARBAUM S.E., 2002 - *Fading forests II: Trading away North America's natural heritage.* Healing Stones Foundation, American Lands Alliance and The University of Tennessee, Knoxville, 128 p.

CHRISTENSEN M., 2004 – « Invasive species legislation and administration: New Zealand ». *In* Miller M.L., Fabian R.N. (eds.): *Harmful invasive species: Legal responses*. Washington, D.C., Environmental Law Institute : 23-50

COLVIN B.A., FALL M.W., FITZGERALD L.A., LOOPE L.L., 2005 – *Review of brown treesnake problems and control programs: report of observations and recommendations*. Prepared at the request of the U.S. Department of Interior, Office of Insular Affairs, for the Brown Treesnake Control Committee, 53 p.

DAEHLER C.C., DENSLOW J., ANSARI S., KUO H.C., 2004 - A risk assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific islands. *Conservation Biology*, 18(2): 360-368.

ELDREDGE L.G., EVENHUIS N.L., 2003 - Hawaii's biodiversity: a detailed assessment of the numbers of species in the Hawaiian Islands. *Bishop Museum Occasional Papers*, 76: 1-28.

FAO, 1996 - *Directives pour l'analyse du risque phytosanitaire. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 2*. Paris, FAO, CIPV, 19 p.

FAO, 2004 - *Analyse du risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine, incluant l'analyse des risques pour l'environnement et des organismes vivants modifiés*. *Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 11*. Rome, FAO, CIPV, 46 p.

FAO, 2006 - *Glossaire des termes phytosanitaires. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°5*. Rome, FAO, 24 p.

FOOTE G., BURGIEL S., 2005 – « Invasive alien species prevention strategies and the international trade regime ». *In*: *Invasive alien Species prevention strategies: avoiding conflicts with the international trade regime*. International Union for the Conservation of Nature Global Invasive Species Specialist Group, The Nature Conservancy joint publication, 3 p.

GROVES R.H., PANETTA F.D., VIRTUE J.G., 2001 - *Weed Risk Assessment*. Collingwood, Australia, CSIRO Publishing, 244 p.

HAZARD W.H.L., 1988 - Introducing crop, pasture and ornamental species into Australia - the risk of introducing new weeds. *Australian Plant Introduction Review*, 19: 19-36.

HDOA. 2002 - *Kahului Airport Pest Risk Assessment*. Honolulu, Department of Agriculture, Plant Quarantine Branch, 41 p.

HEDLEY J., 2004 – « The International Plant Protection Convention and invasives ». *In* Miller M.L., Fabian R.N. (eds.): *Harmful invasive species: Legal responses*. Washington D.C., Environmental Law Institute: 185-201.

HOLT A., 1996 – « An alliance of biodiversity, agriculture, health, and business interests for improved alien species management in Hawaii ». *In* Sandlund O.T., Schei P.J., Viken A. (eds): Proceedings of the Norway/UN Conference on Alien Species: 155-160.

HUTCHING G., 2004 - *Back from the brink: The fight to save our endangered birds*. Auckland, New Zealand, Penguin Books, 160 p.

LOOPE L.L., 1998 – « Hawaii and Pacific islands ». *In* Mac M.J., Opler P.A., Puckett Haecker C.E., Doran P.D. (eds.): *Status and trends of the nation's biological resources, Volume 2*. Reston, VA, U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey: 747-774.

LOOPE L.L., MUELLER-DOMBOIS D., 1989 – « Characteristics of invaded islands ». *In* Drake J. A., Mooney H. A., Di Castri F., Groves R.H., Kruger K.J., Rejmanek

M., Williamson M. (eds.): *Biological invasions: A global perspective*. Chichester, John Wiley & Sons: 257-280.

MACK R.N., 1996 - Predicting the identity and fate of plant invaders: emergent and emerging approaches. *Biological Conservation*, 78(1-2): 107-121.

MACK R.N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., BAZZAZ F.A., 2000 - *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*. Ecological Society of America, Issues in Ecology No. 5, 20 p.

MCGREGOR R.C., 1973 - *The emigrant pests. A report to Dr. Francis Mulhern, Administrator, Animal and Plant Health Inspection Service*. Rapport non publié.

MEYER J.Y., 1998a - Partulids declared « protected » in French Polynesia. *Tentacle* (Newsletter of the IUCN/SSC Mollusc Specialist Group), 8: 13.

MEYER J.Y., 1998b - Managing alien plant invasions in French Polynesia : a first step. *Aliens* (Newsletter of the ISSG, IUCN Species Survival Commission), 8: 11.

MEYER J.Y., 2000 – « Case Study 2.9 - The establishment of an inter-ministerial committee to control *Miconia calvescens* and other invasive plant species in French Polynesia ». *In* Wittenberg R., Cock M. (eds.): *A Toolkit of Best Prevention and Management Practices for Alien Invasive Species*, CAB International: 20

MEYER J.Y., 2004 – « French Polynesia ». *In* Shine C., Reaser J. K., Gutierrez A. T. (eds.): *Invasive Alien Species in the Austral-Pacific Region. National Reports & Directory of Resources*. Cape Town, Global Invasive Species Programme: 22-34.

MEYER J.Y., LUCE J.P., non daté - *Les plantes envahissantes en Polynésie française. Une menace pour la biodiversité.* Délégation à la Recherche/Délégation à l'Environnement (dépliant illustré).

MEYER J.-Y., SMITH C. W. (eds.), 1998 - *Actes de la première conférence régionale sur la lutte contre Miconia = Proceedings of the first regional conference on Miconia control*. Orstom ; University of Hawaï ; Gouvernement de Polynésie Française, Papeete (PYF) ; Hawaï (PYF) ; Papeete, (PYF), 90 p.

MEYER, J.Y., JOURDAN H., 2005 - Little fire ant in Tahiti and *Miconia* in New Caledonia: French connection to tackle "new" invasions in South Pacific Islands. *Aliens* (Newsletter of the ISSG, IUCN Species Survival Commission), 25: 1 et 4.

MILLER M.L., 2004 – « The paradox of U.S. alien species law ». *In* Miller M.L., Fabian R.N. (eds.): *Harmful invasive species: Legal responses*. Washington, D.C., Environmental Law Institute: 125-184.

MILLER M.L., GUNDERSON L.H., 2004 – « Biological and cultural camouflage: The challenge of seeing the harmful invasive species problem and doing something about it ». *In* Miller M.L., Fabian R.N. (eds.): *Harmful invasive species: Legal responses*. Washington, D.C., Environmental Law Institute: 1-19.

NAPPO, 2004 - *North American Plant Protection Organization: regional standards for phytosanitary measures (RSPM N° 5). NAPPO Glossary of phytosanitary terms*. Ottawa, Canada, North American Plant Protection Organization, 9 p.

OTA, 1993 - *Harmful Non-Indigenous Species in the United States, OTA-F-565*. Washington, D.C., U.S. Government Printing Office, Office of Technology Assessment, U.S. Congress, 391 p.

PANETTA F.D., PHELOUNG P.C., LONSDALE M., JACOBS S., MULVANEY M., WRIGHT W., 1994 - *Screening plants for weediness: a procedure for assessing species proposed for importation into Australia*. A report commissioned by the Australian Weeds Committee, Canberra, Australia (non publié).

PARSONS W.T., CUTHBERTSON E.G., 1992 - *Noxious Weeds of Australia*. Melbourne, Australia, Inkata Press, 698 p.

PHELOUNG P.C., 1996 – « Predicting the weed potential of plant populations ». *In* Shepherd R.C.H. (ed.): *Eleventh Australian Weeds Conference.* Frankston, Australia,Weed Science Society of Victoria: 458-461.

PHELOUNG P.C., WILLIAMS P.A., HALLOY S.R., 1999 - A weed-risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4): 239-251.

REESER D.W., 2002 – « Crossing boundaries at Haleakala: the struggle to get improved quarantine protection prior to expansion of Maui's airport ». *In* Harmon D. (ed.): *Crossing Boundaries in Park Management*. Denver, Colorado, George Wright Society: 107-111.

RIMMER A., 2004 - Tiritiri Matangi: A model of conservation. Tandem Press. Auckland, New Zealand.

SIMBERLOFF D., 2005 - The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5): 216-222.

SMITH C.S., LONSDALE W.M., FORTUNE J., 1999 - When to ignore advice: invasion predictions and decision theory. *Biological Invasions*, 1: 89-96.

TKACZ B.M., 2002 - Pest risks associated with importing wood to the United States. *Canadian Journal of Plant Pathology,* 24(2):111-116.

WALTON C., 2001 - « Implementation of a permitted list approach to plant introductions to Australia ». *In* Groves R.H., Panetta F.D., Virtue J.G. (eds.): *Weed Risk Assessment*. Canberra, CSIRO Publishing: 93-99.

WILLIAMS P.A., 2003 – « Guidelines for weed-risk assessment in developing countries ». *In* Labrada R. (ed.) : *Weed Management for Developing Countries*, *Addendum 1.* Rome, FAO Plant production and protection paper 120 Add. 1. En ligne : http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/DOCREP/006/Y5031E/y5031e05.htm

 © IRD, 2006

QUESTION 11

Analyse des dispositifs de biosécurité du Pacifique Sud – Cas particulier du dispositif néo-calédonien ; aptitudes à appréhender les espèces envahissantes

Marc DELOS[1], Andy SHEPPARD[2]

[1] Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt , Services régionaux de la protection des végétaux, 17 rue Berthier, 31130 Balma – Courriel : Marc.delos@agriculture.gouv.fr

[2] CSIRO Entomology, GPO Box 1700, Canberra, ACT 2601, Australia – Courriel : Andy.sheppard@csiro.au

 © IRD, 2006

Introduction générale sur les mesures de protection du territoire ou l'évolution de la quarantaine, et de protection de la santé humaine et celle de l'environnement

Les quarantaines représentent des schémas d'organisation de la société face aux crises épidémiques concernant à l'origine les hommes puis, bien plus tardivement, les animaux, les plantes et très récemment l'environnement.

Ces schémas sont apparus historiquement dans le contexte de l'épidémie de peste qui a frappé l'Europe à la fin du Moyen-Âge. Les premiers exemples, mis en œuvre par des ports de l'Adriatique à la fin du XIVe siècle, correspondent à des mesures d'isolement des navires maintenu à distance des ports durant un laps de temps suffisant pour laisser s'exprimer les symptômes latents de la maladie redoutée. Le mot quarantaine, « *quarantina* » en italien, fait référence au nombre de jours que les voyageurs devaient passer dans des sites isolés avant d'accoster au port. Ce délai de quarantaine a été réduit avec l'amélioration de la connaissance du temps nécessaire pour l'apparition des symptômes des fléaux sanitaires de ces époques. Si dès le XIVe siècle, l'établissement d'un lien objectif entre le développement des épidémies et la circulation, circulation des personnes dans le cas d'espèce, a été pris en compte, la mise en œuvre de la quarantaine est restée empirique jusqu'à la fin du XIXe siècle. Les quelques quatre cents ans qui ont suivi ont été accompagnés d'une structuration des pouvoirs, structuration qui a rendu possible un cloisonnement sanitaire institutionnel matérialisé par la construction d'édifices spécifiques sur des sites de quarantaine, souvent des îles à distance du port, origine des stations de quarantaine actuelles pour les végétaux et les animaux.

Dans le même temps, l'adoption de règlements contraignants mis en œuvre par des agents désignés a préfiguré les dispositifs actuels. Cette évolution s'est accompagnée d'une évolution scientifique du dossier et a permis de dépasser le stade des mesures locales au terme d'un long processus ayant combiné une professionnalisation de l'activité et une internationalisation de la préoccupation.

La fin du XIXe siècle a été marquée par la vision pasteurienne des épidémies, appliquée également aux animaux et aux plantes. Dans le même temps, les échanges de plus en plus fréquents et de plus en plus rapides de populations et de marchandises entre les continents ont permis de constater que ce qui était observé pour les hommes l'était aussi pour les animaux et les plantes. Les crises phytosanitaires à répétition, notamment celles qu'a connu la vigne en Europe à cette période, avec comme point culminant l'installation du phylloxéra, ont rendu évidente la nécessité d'une évolution des dispositifs.

Dès la fin de XIXe siècle, des lois et règlements instituant les procédures de quarantaine étaient adoptés pour les animaux, avec un règlement sur les maladies contagieuses de 1869 au Royaume Uni, suivi en 1884 par un dispositif comparable aux USA. Des restrictions aux échanges ont été adoptées à la fin du XIXe siècle pour les plantes : convention de Berne, préparée en 1981 pour le phylloxera de la vigne et adoptée en 1889, ou le règlement sur les insectes nuisibles, adopté en 1877 par le Royaume-Uni et l'Irlande pour prévenir l'introduction du doryphore. Ce règlement a été complété par un nouveau, en 1907, pour la prise en compte des maladies.

Il a cependant fallu attendre la veille de la première guerre mondiale pour qu'un dispositif de quarantaine complet à l'import soit mis en place par différents pays du continent européen : en 1911 pour la France, avant l'adoption en 1912 de dispositions comparables par les États-Unis d'Amérique. Ces dispositifs de quarantaine à l'import ont été couplés à des services d'inspection des pépinières, compléments indispensables pour garantir la conformité des végétaux au départ du pays, ou pour prévenir la circulation des organismes considérés comme nuisibles. Ces dispositifs, orientés vers les sites de multiplication des plantes ligneuses, préfiguraient les systèmes de surveillance du territoire actuels.

Dans le prolongement de ces réglementations nationales, la conférence de Rome pour la protection des plantes en 1929 posait les bases de textes qui allait alimenter la Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV, ou IPPC), adoptée sous l'égide de la FAO en 1951 et entrée en application l'année qui suivit.

Les révisions intervenues en 1973, puis en 1997, ont eu pour but de mettre en conformité la CIPV avec les accords du GATT, devenu OMC depuis ; il s'agit des accords SPS. Des normes internationales (NIMP) ont été élaborées pour s'assurer que les mesures pour la protection des végétaux contre les organismes nuisibles étaient harmonisées et non utilisées comme obstacles non-tarifaires et injustifiables au commerce. Cette dernière révision a également établi que le CIPV s'appliquait à la fois à la protection des plantes, cultivées ou non, et incluait la protection contre les dégâts directs et indirects causés par les organismes nuisibles (par exemple, les mauvaises herbes). Le cadre de cette Convention s'étend donc à la protection de l'environnement lorsqu'il s'agit des menaces des organismes nuisibles sur la vie et la santé des végétaux et des écosystèmes.

Il a ainsi fallu presque cent ans pour qu'une nouvelle dimension du risque, qui dépasse le cadre de la santé des hommes, des animaux ou des plantes distinguées pour leur « utilité immédiate », soit prise en compte avec la notion d'espèces envahissantes pour les milieux, vision élargie du risque représenté par l'extension d'espèces à un espace dans lesquelles elles étaient absentes.

Si les espèces à impact sanitaire ou économique évident faisaient l'objet d'un suivi par les médecins, les vétérinaires ou les agronomes, respectivement, celles pouvant causer un dommage à l'environnement, sans impact évident sur les cultures ou des organismes d'intérêt économiques, ont longtemps été négligées. La valeur était alors davantage reconnue à la fonction de production qu'à la fonction de conservation, hors domaine de la santé humaine. Cette nouvelle quarantaine pourrait être qualifiée de quarantaine écologique ou environnementale à l'instar des quarantaines sanitaire et phytosanitaire décrites précédemment.

La fin du siècle précédent et le début du XXIe siècle ont donc opéré une extension des échelles de valeur, liée probablement à la prise de conscience de la fragilité de la planète Terre et au sentiment de frontières limitées. Cette prise en compte ne peut cependant être mise en œuvre que dans le cadre de la CIPV et des accords SPS, conclus sous l'égide de l'OMC. Ces derniers s'appliquent aux échanges associant ou abritant des espèces potentiellement envahissantes, même si le principe de précaution avait été évoqué dans la convention sur la biodiversité, convention ratifiée par de nombreux pays en 1992, mais pas par les États-Unis.

La Convention sur la biodiversité (CBD), adoptée en 1992, a bien intégré les aspects touchant aux espèces envahissantes notamment celles qui menacent les écosystèmes, habitats et autres espèces. L'objectif de prévention vis-à-vis de l'introduction et de la dissémination d'espèces envahissantes a bien été pris en compte par l'instance chargée de l'IPPC. Depuis 1999, la Commission intérimaire chargée de l'application des mesures phytosanitaires (ICPM) a œuvré pour clarifier son rôle par rapport aux espèces envahissantes qui sont également des parasites pour les végétaux. En 2001, la commission ICPM 3 a statué que les espèces envahissantes, également parasites des plantes qui n'étaient pas organismes de quarantaine, devaient faire l'objet des mesures dans le cadre de l'IPPC. Une révision des lignes directrices pour la mise en œuvre des règles de l'IPPC a été conduite pour une intégration des particularités des espèces envahissantes, notamment par rapport aux standards de mesures phytosanitaires NIMP n° 5 (glossaire des termes phytosanitaires) et la NIMP n° 11 (analyse du risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine) (Lopian, 2005).

Dans ce cadre, des informations ou connaissances scientifiques suffisantes et pertinentes sont nécessaires pour prendre des mesures de restriction vis-à-vis de la circulation des marchandises, d'où l'importance des analyses de risque phytosanitaire et environnemental qui matérialisent ces informations ou connaissances. Depuis, le protocole de Carthagène (2000) a réactivé le recours au principe de précaution, mais seulement lorsque ce dernier s'applique aux effets défavorables potentiels d'un organisme vivant génétiquement modifié, résultant des méthodes de biotechnologie moderne.

La mise en œuvre généralisée de dispositifs de quarantaine vis-à-vis des espèces envahissantes, en dépit des principes affirmés par la Convention sur la biodiversité, souffre de l'absence d'une approche détaillée, partagée par un grand nombre de pays, comparable à celle développée par la Convention internationale pour la protection des plantes. Elle est enfin confrontée à un manque de méthodes standardisées, telles les analyses de risque phytosanitaire développées dans le cadre de l'IPPC (Andow, 2003). Cependant, la prise en compte des espèces envahissantes, potentiellement nuisibles aux végétaux ou communautés de végétaux, et ceci indépendamment de leur nuisibilité pour des plantes cultivées et d'une mesure d'impact économique autre qu'environnemental, est actée par la CIPV. Elle comble partiellement ce déficit (Lopian, 2005).

Il reste des questions en suspens auxquelles les textes et les dispositifs actuels n'apportent pas de réponse. La CIPV recommande le recours à des listes positives résultant d'analyses de risque phytosanitaire (et environnemental), ou liste noire. La preuve de la dangerosité d'un organisme doit être apportée pour envisager son introduction dans les listes d'organismes de quarantaine. *A contrario*, la Convention sur la biodiversité recommande explicitement l'application du principe de précaution. En outre, si les espèces envahissantes potentiellement nuisibles aux plantes (cultivées ou non) sont progressivement prises en compte dans le cadre de la CIPV, les autres espèces envahissantes qui n'interfèrent pas avec les végétaux, ou de façon très indirecte, ne disposent pas de dispositifs de surveillance organisés et de réglementation permettant une prévention et une gestion correctes du risque.

Ces organismes peuvent, le cas échéant, être pris en compte par les services chargés des contrôles vétérinaires dans le cadre des standards de l'Office international des épizooties (OIE) qui considère aussi les risques liés à l'introduction d'espèces animales sauvages, vectrices d'organismes ou de maladies transmissibles aux animaux domestiques ou à l'homme, en sus des organismes ou micro-organismes eux-mêmes qui constituent la base de l'activité de surveillance. Les espèces animales envahissantes non nuisibles aux végétaux, de

façon directe ou indirecte, et non vectrices de maladies prises en compte par les services vétérinaires restent donc actuellement sans surveillance organisée (Shine, 2003).

Des progrès restent donc à accomplir pour disposer d'un ensemble de règles communes permettant d'assurer un dispositif de biosécurité vis-à-vis de l'ensemble des espèces envahissantes. Ces dernières sont aujourd'hui reconnues comme un risque majeur pour la biodiversité, le second risque après l'anthropisation des milieux (Pimentel et *al*., 2000).

Dans une période où le concept de conservation a pris le pas sur celui de « progrès », terme pris dans son acception de la première moitié du siècle précédent, cet impact apparaît intolérable pour les milieux insulaires les plus exposés au risque car, même si aujourd'hui ils sont moins affectés relativement que les blocs continentaux par les espèces envahissantes, ils sont donc plus exposés.

C'est dans ce cadre général que l'analyse d'un ensemble de systèmes de biosécurité de pays représentatifs du Pacifique Sud (Nouvelle-Zélande, Australie, Polynésie française, Hawaii) est réalisée (Sheppard et *al*., ce volume). Ce descriptif permet de rappeler les règles prévalant au plan international ainsi que leur application pratique dans l'Union européenne.

L'analyse du dispositif néo-calédonien est, quant à elle, conduite séparément dans la Question 11 (Delos et Sheppard, ce volume). Elle passe en revue le contexte de l'archipel, partie essentiellement descriptive du milieu, des aspects de l'économie et du mode de vie qui conditionnent les risques.

Les outils de modélisation climatique du risque disponibles qui permettent de décrire un risque générique non attaché à un organisme en particulier, et notamment l'outil CLIMEX, ne sont pas mis en œuvre.

Une analyse rapide des flux identifie les risques propres aux différents points d'entrée sur l'archipel et aux principales filières qui participent à la caractérisation de ces risques. Une différence est faite entre les flux maîtrisés et non maîtrisés pour apprécier ensuite le niveau d'adéquation des dispositifs de biosécurité existants.

Une fois posé le contexte, nous nous intéressons aux dispositifs assurant la surveillance aux frontières lors de la phase d'introduction, ou phase de quarantaine. Les dispositifs de surveillance intra-territoriale, permettant éventuellement de détecter de nouveaux organismes et de les gérer dans leur phase d'installation, sont examinés dans un troisième temps. Dans cette phase de l'analyse, les dispositifs de surveillance générale sont distingués de ceux assurant une surveillance spécifique, notamment ceux qui s'appuient sur des prospections ponctuelles au sens de la NIMP n° 6.

Les principales facettes du dispositif de biosécurité de l'archipel sont analysées avec notamment les aspects législatif et organisationnel, en termes de moyens et d'acteurs.

Les relevés des lacunes, points de fragilité et limites de l'ensemble des dispositifs de quarantaine puis de surveillance des trois parties précédentes, sont au final capitalisés dans la dernière phase sous forme de propositions d'amélioration du système global afin de lui donner plus de cohérence.

 © IRD, 2006

Nous considérons dans cette dernière partie que toutes les améliorations proposées ne sont pas possibles immédiatement ou dans des délais réduits, notamment pour des questions d'organisation et de coût. Deux grandes options de systèmes sont proposées. Une hiérarchisation des améliorations ou des changements, selon le choix retenu, accompagne chacune des options avec un ordre de priorité distinguant les évolutions urgentes de celles qui peuvent être différées.

 © IRD, 2006

Exposition de l'archipel néo-calédonien à l'introduction et à l'installation d'espèces envahissantes

Caractéristique de l'archipel néo-calédonien

Géographie

Située entre 18° et 23° de latitude S et entre 164° et 167° de longitude E, la Nouvelle-Calédonie est constituée d'une île principale, la Grande Terre, et de dépendances, qui représentent une surface totale émergée de 18 585 km^2 (1 500 km d'est en ouest et 1 000 km du nord au sud).

L'île principale, ou Grande Terre, couvre une superficie de 16 890 km^2 (400 km sur moins de 50 km de large). Île montagneuse, avec de nombreux reliefs dépassant 1 000 m et culminant à 1 628 m, elle présente un fort gradient climatique. Sa géologie est caractérisée par des roches ultrabasiques à péridotites sur un tiers de sa surface, essentiellement dans le Sud. La Grande Terre se prolonge par de petites îles isolées :

- les atolls coralliens de Huon et Surprise (Récifs d'Entrecasteaux) au nord, ainsi que l'archipel des Belep (220 km^2) dans le lagon nord ;
- l'île des Pins au sud (152 km^2) ;
- l'archipel des Loyauté (1 981 km^2) qui comprend trois îles principales d'origine corallienne culminant à 129 mètres, Ouvéa, Lifou et Maré (132, 1 207 et 642 km^2, respectivement), quelques îlots immédiatement voisins et les récifs de Beautemps-Beaupré au nord-ouest d'Ouvéa ;
- les récifs de l'Astrolabe au nord et l'île Walpole au sud, d'origine corallienne, prolongent le groupe des îles Loyauté ;
- les îles volcaniques inhabitées de Matthew et Hunter à l'est, présentent épisodiquement une activité ;
- et à l'ouest s'étendent d'abord les atolls submergés de Fairway et Lansdowne puis, plus à l'ouest encore, le plateau des Chesterfield avec les deux grands atolls de Chesterfield et de Bellona.

Les mangroves occupent 200 km^2, dont 80,3 km^2 au sud-ouest. Les surfaces totales d'herbiers ne sont pas connues (ils occuperaient plus du tiers de la surface des lagons).

Distances et isolement

Les grands voisins sont l'Australie (1 500 km au plus près) et la Nouvelle-Zélande (à 1 700 km). Les distances avec les autres îles du Pacifique sont importantes : plusieurs jours de mer sont nécessaires pour les atteindre par bateau. Cet isolement constitue à la fois un atout qui explique la richesse locale des espèces endémiques et une fragilité avec le développement des modes de transport rapides.

 © IRD, 2006

Climat

D'après sa situation géographique, la Nouvelle-Calédonie bénéficie d'un climat subtropical soumis à une influence océanique ainsi qu'au courant des vents alizés.

Deux saisons principales, séparées par des « intersaisons » sont cependant à distinguer :

- la saison des pluies qui s'étale de mi-novembre à mi-avril, période pendant laquelle les précipitations peuvent être abondantes et les températures élevées (26°C en moyenne) ;
- la petite saison sèche, enregistrée de mi-avril à mi-mai, période de transition pendant laquelle la pluviosité diminue et la température de l'air décroît progressivement ;
- la saison fraîche qui s'échelonne de mi-mai à mi-septembre, période pendant laquelle les précipitations sont moins importantes et les températures plus fraîches (20°C en moyenne) ;
- la saison sèche qui intervient entre mi-septembre et mi-novembre, période pendant laquelle la pluviosité est à son minimum annuel tandis que la température de l'air augmente progressivement.

La Nouvelle-Calédonie est une des îles tropicales les plus « tempérées » de la zone Pacifique Sud.

Les quantités de pluies annuelles sont variables : des années sèches alternent avec des années pluvieuses. D'autres part, il existe une très nette dissymétrie dans la répartition géographique avec 3 zones bien distinctes :

- la côte Ouest et le Nord sont des régions sèches avec près de 600 à 1 300 mm d'eau par an ;
- la côte Est et le Sud sont les régions les plus arrosées avec près de 1 700 à 3 000 mm d'eau par an ;
- les îles Loyauté recueillent entre 1 300 et 1 700 mm d'eau par an.

De fortes variations de pluviométrie existent entre deux stations distantes de 45 km : Ouaco (côte Ouest) et Galarino (côte Est) qui enregistrent des précipitations annuelles moyennes de 800 et 4 000 mm, respectivement (moyennes 1961-1990).

Sur la Grande Terre, en dehors des postes d'altitude, la température moyenne annuelle est comprise entre 21,9° C et 24,1° C. L'effet de latitude est relativement faible mais celui de la proximité de la mer est importante.

Les variations saisonnières sont très nettes dans toutes les stations d'enregistrement avec les températures les plus élevées durant la saison chaude (janvier / février) et les plus basses pendant la saison fraîche (juillet / août) : le minimum mensuel varie de 18,3°C à 21,6°C et le maximum de 25,1°C à 26,9°C. La température diminue avec l'altitude : les postes situés dans la chaîne centrale sont plus froids.

 © IRD, 2006

Le caractère tempéré du climat de la Nouvelle-Calédonie et la diversité des régimes hydriques en font un milieu particulièrement adapté à l'installation d'un grand nombre d'espèces potentiellement envahissantes, originaires aussi bien des zones tropicales que des régions à climat méditerranéen ou océanique. Seuls les organismes vivants ayant besoin de températures basses lors de leur cycle de développement ne pourront trouver sur l'île des conditions favorables à leur installation. La pluviométrie, variable selon les zones de l'archipel, a pour effet de freiner le développement de certains organismes pour lesquels ce facteur est limitant, dans une partie du territoire seulement.

En outre, la Nouvelle-Calédonie est concernée fréquemment par des cyclones tropicaux et des dépressions tropicales**.** En 25 ans, on compte 6 passages de cyclones dans le Sud du territoire et 11 passages dans le Nord. Ces évènements climatiques ne peuvent constituer un facteur majeur d'arrivée d'organismes nouveaux, compte tenu des distances avec les îles voisines présentant une surface d'émission significative et du sens de déplacement des cyclones (d'est en ouest). Mais ils peuvent accélérer la dissémination au sein même du territoire, ou vers les îles proches, et du coup contrarier les mesures de quarantaine prises dans certaines zones.

Population

La population est de 196 836 habitants (1996) avec une estimation, en 1999, de 207 612 habitants. Avec une densité d'environ 11 habitants par km^2, le territoire reste peu peuplé. La répartition de la population est très hétérogène avec 68 % de la population en province Sud, dont 60 % sur environ 1 % du territoire dans le Grand Nouméa. Le taux d'accroissement annuel moyen de la population calédonienne est fort (2,6 % entre 1989 et 1996).

Économie

Le secteur tertiaire (commerces et services) est prépondérant (plus de 50 % du PIB), notamment les services non marchands, dont ceux de l'administration publique. **Les activités minières et métallurgiques sont fluctuantes (entre 5 et 25 % du PIB suivant les années) mais constituent l'essentiel des exportations (plus de 90 % des exportations). L'exploitation du nickel occupe une part considérable de l'ensemble**.

L'augmentation de la production minière, avec l'ouverture de chantiers importants générant des flux de main-d'œuvre, est un facteur de risque majeur. Il sera développé plus loin, dans la partie consacrée aux nouveaux points d'entrée ouverts par les douanes (« *Analyse des flux irréguliers liés à l'activité industrielle ou minière »)*.

La tertiairisation de l'économie a engendré un fort déséquilibre entre le pôle Nouméa-Dumbéa-Païta, où s'inscrivent la majorité des activités tertiaires, et le reste du territoire qui compte pour 30 % seulement dans le PIB.

L'agriculture

Café, polyculture vivrière et élevage de bovins sont en régression constante depuis de nombreuses années (aujourd'hui 1,9 % du PIB).

Les cyclones Beni et Erica qui ont affecté la Nouvelle-Calédonie en 2003 ont fortement touché la production locale de fruits.

Le recensement général de l'agriculture de 2002 sur l'utilisation de l'espace agricole ne fait pas apparaître des différences majeures, en terme de choix de cultures, entre les provinces, l'essentiel de la Grande Terre étant occupé par des pâturages ou surfaces toujours en herbe avec plus de 230 000 ha. Les autres cultures principales, légumes, arbres fruitiers, maïs, tubercules tropicaux, pour les principales, sont développées sur une surface totale inférieure à 5 000 ha. La province Sud concentre cependant les cultures florales et les pépinières ornementales (90 %). La production de légumes frais est aussi davantage rencontrée dans le Sud (80 %) ainsi que celle des pâturages améliorés (75 %) ou les vergers (64 %).

La production de fruits commercialisée pour l'année 2003 est évaluée à 2 968 tonnes, soit une diminution de 20,6 % par rapport à celle de 2002. Oranges, pastèques, bananes et ananas représentent 73 % des ventes du marché de gros. Le déficit de la production locale est comblé par de importations qui ont augmenté de 21,9 % et atteignent 3 442 tonnes (contre 2 823 en 2002). Pommes, poires, raisins représentent 70 % environ des volumes de fruits importés avec une part prépondérante pour les pommes. Ce volume fluctue peu sur une période de 10 ans avec, cependant, une forte régression de la part des agrumes importés suite à une augmentation de la production de l'archipel. Les fruits constituent les principaux vecteurs des *Tephritidae*, mouches des fruits, indésirables en Nouvelle-Calédonie. Le volume des ventes de fruits à l'extérieur du territoire reste faible avec 51 tonnes exportées en 2003. Le territoire reste structurellement déficitaire en fruits frais.Globalement, les productions de légumes n'ont pas été pénalisées par les cyclones. Ainsi, la production marchande (y compris oignons, squashs, pommes de terre) atteint 11 072 tonnes, soit une progression de 1,3 % par rapport à 2002. Cette évolution est cependant à relativiser en fonction des filières. Parmi les produits les plus vendus au marché de gros, les tomates (19,5 % du tonnage) restent au 1er rang, les concombres progressent au 2ème rang avec 15,1 % des ventes, viennent ensuite les choux verts et blancs (14,8 %) et les salades (12,7 %). En 2003, ces quatre produits ont assuré 62 % du volume des ventes de légumes ayant transité par le marché de gros. Les importations de légumes (y compris pommes de terre et oignons) ont représenté **3 910 tonnes en 2003,** soit une hausse de 28,2 % par rapport à 2002. Cette augmentation provient essentiellement des pommes de terres, dont les importations (1 073 tonnes contre 667 tonnes en 2002) sont en hausse de 60,9 % (pour combler le déficit de la production locale, suite à de fortes précipitations du mois de juillet 2003) ; les importations des autres légumes n'augmentent pas. Les exportations de légumes, composées dans leur très grande majorité de squashs[1], sont donc en recul en 2003. Elles représentent 2 767 tonnes, contre 3 091 tonnes en 2002 (soit 10,5 % de moins). Les grandes cultures enregistrent des niveaux de production en recul. Avec 2 719 tonnes en 2003, la production de squashs est en baisse de 11,0 % sur un an. Il s'agit d'une production presque exclusivement destinée à l'exportation (99 % de la production est vendue à l'extérieur). Selon l'enquête de la DAVAR, la production commercialisée identifiée de « tubercules tropicaux » se situerait aux alentours de 476 tonnes, contre 543 tonnes en 2002. Les chiffres de la production locale de **café** pour l'année 2003 font état d'une récolte de 18 tonnes, en baisse de 10 % au regard de 2002 (20 tonnes). Les importations sont également en recul, avec 581 tonnes de café importées en 2003 contre 621 tonnes en 2002 (soit ne baisse de 6,4 %).

[1] petite cucurbitacée exportée comme produit de luxe sur les marchés japonais et néo-zélandais

La production de **coprah** de l'année 2003 atteint 190 tonnes, soit une progression de 61,0 % par rapport à celle de l'an dernier (118 tonnes). Ces 190 tonnes ont été transformées en 89 tonnes d'huile et 65 tonnes de tourteaux.

La production locale de **céréales**, provisoirement arrêtée à 6 000 tonnes de maïs et 19 tonnes de blé sur l'ensemble de l'année 2003, est en progression de 50 % par rapport à 2002 (3 994 tonnes produites). Depuis 15 ans, la production de blé diminue jusqu'à devenir négligeable et celle de maïs « explose ». Cette évolution qui est conforme à la meilleure adaptation du maïs au climat de l'archipel devrait se poursuivre dans le futur. De nombreux organismes spécifiques au maïs sont mentionnés sur les listes de quarantaine, mais ces listes ne sont pas exhaustives. Les importations de céréales sont en recul de 6,8 % sur la même période. Avec un total de 36 183 tonnes, elles se répartissent en 25 808 tonnes de blé, 9 760 tonnes de riz, 336 tonnes de maïs et 2 tonnes de sorgho ; le reste (277 tonnes) étant composé de céréales diverses (millet, avoine, alpiste, orge, etc.).Au bilan, quel que soit le secteur, l'approvisionnement en aliment de l'archipel est sous la dépendance d'importations massives, à l'exception des tubercules tropicaux et pour une moindre part des légumes, même si une amélioration est observée pour certaines catégories de produits comme les agrumes. Ces produits végétaux, au même titre que les fleurs coupées, le sol et les substrats ainsi que les végétaux de multiplication, sont des vecteurs privilégiés de l'introduction d'espèces envahissantes, nuisibles aux cultures mais potentiellement aussi pour l'environnement (Kiritani, 2001).

Au sein de l'agriculture, l'horticulture ornementale est un secteur en pleine expansion et en progression constante en raison d'une demande très forte : le nombre d'exploitations est passé de 37, en 1989 à 168, en 2003. L'essentiel des exploitations se concentre dans la province Sud, là où la demande est la plus forte, avec 70 % des exploitations de production et 95 % des surfaces, soit près de 100 ha au total sur le territoire. Le matériel végétal de base est largement importé pour une multiplication ultérieure, puisque les trois-quarts du matériel végétal ont une origine extérieure à la Nouvelle-Calédonie. Ce recours est écrasant dans la province Sud, plus rare dans la province Nord. Il doit être analysé comme un facteur de risque des plus significatif.

Les espèces florales pour la fourniture de fleurs coupées les plus commercialisées sont les roses avec plus d'un million de tiges, puis les gerberas, les anthuriums avec plusieurs centaines de milliers de tiges, les orchidées, les tournesols et les strelizias avec plusieurs dizaines de milliers. Les gerberas et les orchidées sont directement importées, pour la plupart. Toutes ces espèces sont des supports potentiels d'organismes nuisibles majeurs figurant sur les listes de quarantaine : diverses espèces de thrips*, Bemisia, Lyriomyza, Héliothis* pour les insectes, *Xanthomonas* pour les bactéries avec une mention spéciale pour *Xanthomonas campestris pv diffenbachiae* qui s'est implantée, à la faveur d'échanges de plants, dans de nombreux pays tropicaux où la culture de l'anthurium est possible et qui est désormais détectée en différents point de la Nouvelle-Calédonie (R. Amice, communication personnelle). La polyphagie de certaines espèces les rend aussi dangereuses pour les végétaux des milieux naturels que pour les espèces cultivées avec lesquelles elles sont introduites.

Pour les autres pépinières, fruitières et forestières, une trentaine de pépinières agréées par la province pour la production de plants forestiers, fruitiers, caféiers seraient en activité en province Sud, où sont concentrés les trois-quarts de la production.

 © IRD, 2006

Le tourisme

Cette activité économique reste peu développée et le nombre de touristes se situe aux alentours de 100 000 touristes par an en provenance de France, du Japon, d'Australie et de Nouvelle-Zélande, pour l'essentiel. Elle est avant tout centrée sur Nouméa (1 414 chambres, soit 68,1 % de la capacité totale), secondairement sur Bourail, Hienghène et les îles Loyauté. Le tourisme de croisière représente entre 30 000 et 50 000 touristes / an. La flottille plaisancière comporte plus de 12 000 embarcations immatriculées sur le territoire, dont 60 % à Nouméa. Les activités nautiques sont essentiellement dirigées vers la navigation de plaisance et la plongée.

Le risque d'introduction d'espèces exotiques lié à l'activité touristique, en tant que telle, reste limité par rapport à celui lié à l'importation de produits végétaux ou aux déplacements de résidents. En effet, la probabilité de voir les touristes introduire des produits végétaux en quantité significative, notamment des semences ou des plantes à acclimater, est réduite.

Les points d'entrée sur l'archipel néo-calédonien

Communications et transports de Nouvelle Calédonie : *carte en fin de document*.

Les points d'entrée réguliers

Le port de Nouméa constitue le point d'entrée principal (trafic maritime et croisiéristes) avec 99,9 % du trafic marchandises, soit environ 5 500 000 tonnes. La réglementation imposant le passage par Nouméa aux croisiéristes entrant dans les eaux néo-calédoniennes, théoriquement la plupart des bateaux de croisières de l'archipel et leurs occupants y transitent. Le nombre de passagers entrant par le port de Nouméa est limité, mais l'arrivé de bateaux du Vanuatu pose le risque d'une introduction de plantes vivantes par la communauté issue de cette île, et ceci plus facilement que par voie aérienne (fret limité et surveillance plus systématique à l'aéroport).

L'aéroport international de Tontouta constitue la seule voie d'entrée par voie aérienne de l'archipel depuis l'extérieur. La quasi-totalité des touristes et des résidents, hors croisiéristes, rentrent en Nouvelle-Calédonie par ce point d'entrée, principalement pour les touristes en provenance de France et du Japon pour plus de la moitié, d'Australie et de Nouvelle-Zélande pour un autre quart. L'aéroport constitue le point d'entrée principal pour les organismes envahissants qui ne supportent pas un temps de transport important. Il voit passer également 0,1 % des importations de marchandises de l'archipel. La répartition des voyageurs, environ 200 000 par an, qui arrivent à Toutouta se fait à égalité entre des touristes et des résidents. Il paraît vraisemblable que les risques liés aux déplacements des résidents, en terme d'introduction d'espèces étrangères, soient supérieurs à ceux liés aux touristes. C'est en particulier le cas pour l'introduction intentionnelle d'espèces exotiques en vue d'une acclimatation qui se révèleront envahissantes. Le risque lié à l'activité touristique est plus aléatoire ou accidentel. Cette distinction est d'importance pour le choix des cibles, des outils, des méthodes d'information et de communication en vue de la protection de l'archipel.

La totalité des colis postaux passe par Nouméa PTT. Le volume de marchandises est limité mais l'envoi de semences ou d'organes de multiplication de plantes potentiellement envahissantes est un risque non négligeable, presque comparable à celui représenté par les

résidents à leur retour de voyage. Le flux postal commercial, notamment *via* la commande de produits végétaux à l'étranger, doit cependant faire l'objet d'une déclaration en douane qui permet, le cas échéant, une interception ou un contrôle des colis postaux. Le trafic postal privé expose l'archipel à un risque bien plus important.

Les nouveaux points d'entrée ouverts par les douanes comme postes douaniers temporaires

En sus des points d'entrée réguliers cités précédemment, de nouveaux points d'entrée sont ouverts au dédouanement des marchandises, notamment les points d'entrée liés, entre autres, à l'activité minière associée au nickel (Domaine minier, mines et métallurgie : *carte en fin de document*) :

- à Koumac (au Nord de la Grande Terre) ;
- à Goro (au Sud de la Grande Terre ; il s'agit d'un terminal minier et d'une base de vie).

L'activité industrielle en lien avec l'activité minière autour du nickel est fortement encouragée par le développement de l'île pour des raisons d'emplois mais aussi de ressources financières pour l'archipel.

Des points d'entrée temporaire à finalité touristique ont récemment été ouverts :

- à Touho ;
- à Lifou ;
- à Hienghene.

Au même titre que l'activité liée à l'exploitation du nickel, l'activité touristique est un moteur de l'économie et de l'emploi et est, à ce titre, encouragée par les autorités.

Enfin, il existe les points d'entrée non maîtrisés liés aux croisiéristes, même si une obligation est faite aux bateaux de croisière de passer par le site de Nouméa.

Analyse des flux irréguliers liés à l'activité industrielle ou minière

Le trafic des points d'entrée temporaires est moins varié que celui des points d'entrée permanents, notamment en termes de pays d'origine et de marchandises susceptibles de participer à l'introduction d'espèces envahissantes. Cependant, s'agissant de bases de vie avec introduction de populations migrantes arrivant directement sur le site, ou de l'importation massive de containers et de matériaux divers, ce risque ne peut être négligé.

La particularité des points d'entrée miniers situés dans les zones d'extraction du nickel, donc des zones de roches ultrabasiques, limite la probabilité d'installation de végétaux exotiques introduits. Ceci est notamment vrai pour des cryptogames qui ont besoin de trouver dans l'environnement d'introduction des espèces susceptibles d'assurer leur multiplication. Le risque est plus important pour des organismes animaux non inféodés à une espèce végétale particulière, ou non nuisibles aux végétaux.

 © IRD, 2006

Conclusion sur l'exposition de l'archipel néo-calédonien aux espèces envahissantes

L'archipel néo-calédonien est exposé à l'introduction et à l'installation d'espèces envahissantes issues d'autres pays tropicaux mais aussi de pays à climat tempéré, en raison de son climat subtropical tempéré. Ce risque d'installation est variable suivant la zone de l'archipel, en fonction de la pluviométrie et du type de sol pour les végétaux. La forte dépendance de l'archipel vis-à-vis de l'extérieur pour la fourniture en aliments (fruits, légumes, céréales), les volumes de fret en provenance de pays divers, les mouvements de population, les touristes mais aussi la population locale voyageant massivement dans un grand nombre de pays étrangers, l'exposent à des flux continus d'espèces exotiques potentiellement envahissantes, soit introduites involontairement avec les produits végétaux-support ou le fret, soit volontairement. L'existence de deux points d'entrée principaux (le port de Nouméa et l'aéroport de Tontouta) facilite la surveillance et la gestion du risque. De nouveaux points d'entrée, liés à l'exploitation du nickel et délocalisés par rapport aux flux réguliers, compliquent cette gestion et augmentent sensiblement les risques d'introduction, notamment pour les espèces exotiques animales.

Analyse du dispositif de quarantaine néo-calédonien

Le dispositif législatif et fonctionnel de quarantaine néo-calédonien

Dispositif législatif de quarantaine végétale

Le dispositif législatif de quarantaine néo-calédonien concernant les organismes nuisibles aux plantes est plus ou moins calqué sur les dispositifs européens équivalents, avec des particularités propres aux systèmes de surveillance intéressant les régions isolées, telles les îles.

Ce dispositif est issu de deux délibérations du congrès du territoire en date du 11 août 1992 (n° 334) pour le cadre général des actions de protection des végétaux, dont la quarantaine végétale, et du 18 octobre 1996 (n° 112) pour les aspects touchant spécifiquement à la quarantaine végétale spécifiquement. Il est donc relativement récent.

Il s'appuie, comme les dispositifs dont il s'est inspiré, sur deux hypothèses principales régissant implicitement le fonctionnement de la quarantaine des organismes réglementés :

1) les organismes de quarantaines réglementés sont plus généralement inféodés au végétal, ou au produit végétal qui constitue leur support trophique ou leur hôte ;

2) les organismes devant figurer sur ces listes sont ceux qui sont reconnus comme nuisibles dans les différentes zones de production de végétaux comparables aux espèces végétales cultivées, présentes de façon naturelle, introduites ou endémiques en Nouvelle-Calédonie.

Les listes de quarantaine de Nouvelle-Calédonie sont des listes négatives pour les organismes indésirables, interdits à l'introduction dans l'archipel. Cette prohibition concerne les organismes considérés, mais aussi leur support végétal potentiel, pour les organismes à

risque très élevé. Des listes positives sont également établies pour les marchandises ou supports potentiels des organismes nuisibles devant faire l'objet d'une inspection.

Le dispositif néo-calédonien est cependant renforcé eu égard aux dispositifs de référence européens par deux aspects que justifient les caractéristiques de la Nouvelle-Calédonie, à savoir son caractère insulaire et son territoire historiquement éloigné des grands flux de voyageurs ou de produits végétaux :

1) des mesures à caractère exceptionnel peuvent être prises par l'exécutif du territoire en cas de danger imminent d'introduction ou de propagation d'un organisme absent de la liste négative ;

2) le permis d'importation est généralisé pour l'importation des végétaux, ou des produits végétaux non prévus dans les textes. Il s'agit d'un moyen de contrôle permanent de l'administration par rapport aux flux déclarés.

Le dispositif de **listes négatives** comprend 3 listes d'organismes nuisibles, de produits végétaux ou de supports de culture indésirables, annexes aux décisions. Ces listes sont complétées par une quatrième annexe qui fixe les conditions d'importation des produits et des végétaux autorisés à pénétrer sur le territoire, sous conditions.

La liste ou annexe I

Il s'agit d'une liste des organismes réglementés, interdits à l'importation quel que soit l'état et le support, qui se rapporte aux espèces suivantes :

- plus de 100 espèces d'animaux dont des organismes génériques (nématodes, mouches des fruits, famille des thysanoptères nuisibles non présents en Nouvelle-Calédonie) ;
- une quarantaine d'espèces et pathovars de bactéries (liste non fermée incluant par précaution toute espèce nuisible étrangère à la Nouvelle-Calédonie non répertoriée lors de l'établissement des listes) ;
- une quarantaine d'espèces de cryptogames, ou champignons (liste non fermée incluant par précaution toute espèce nuisible étrangère à la Nouvelle-Calédonie non répertoriée lors de l'établissement des listes) ;
- soixante-dix virus et mycoplasmes (liste non fermée incluant toute espèce nuisible étrangère à la Nouvelle-Calédonie non répertoriée lors de l'établissement des listes) ;
- treize espèces ou genres de plantes supérieures avec (liste non fermée incluant toute espèce nuisible étrangère à la Nouvelle-Calédonie non répertoriée lors de l'établissement des listes).

La majorité des espèces listées (environ 90 %) sont des organismes nuisibles aux cultures tropicales, mais 10 % correspondent à des organismes nuisibles des cultures et/ou des climats tempérés.

 © IRD, 2006

La liste ou annexe II

Il s'agit d'une liste des organismes végétaux cultivés interdits à l'importation sous toutes leurs formes : soit 13 genres de plantes cultivées dont certaines sont redondantes avec la liste I.

L'interdiction pour ces plantes tient au risque élevé d'une contamination, notamment par un des organismes nuisibles listés en annexe I. Il s'agit d'une double sécurité par rapport à la liste précédente mais aussi une mesure des plus efficaces car mise en œuvre au niveau des services des douanes. Cette mesure permet une extension à d'autres organismes n'apparaissant pas sur la liste mais inféodés à un hôte végétal.

La liste ou annexe III

Il s'agit d'une liste des organismes végétaux cultivés et des supports de culture interdits à l'importation sous une forme particulière : soit 34 plantes cultivées, produits végétaux ou supports de cultures dont le sol et les substrats sont susceptibles d'être contaminés. La forme d'importation prohibée est souvent la forme végétative.

L'annexe IV

Il ne s'agit pas d'une liste d'espèces ; cette annexe fixe les conditions d'importation d'un grand nombre de végétaux et produits végétaux.

En terme de comparaison, on peut considérer, à titre d'exemple, les cas d'interceptions positives qui sont réalisées sur les principaux points d'entrée communautaire, l'essentiel des détections réalisées portent sur :

- des Tephritidae ou mouches des fruits pour plus de 50 % des cas d'interception d'organismes ;
- des mineuses, dont des Lyriomyza sur des végétaux ornementaux ou légumes feuilles ;
- des aleurodes dont essentiellement Bemisia tabaci sur des végétaux ornementaux ;
- des Thripetidae dont essentiellement Thrips palmi sur des végétaux ornementaux.

Un reliquat d'interception d'organismes porte sur des virus et bactéries des semences de tomates ou de tubercules de pommes de terre, ainsi que sur des nématodes associés à des substrats.

À coté des interceptions d'organismes, les interceptions portent sur des produits végétaux interdits, dont les conditions d'importation ne sont pas conformes (pas de marquage de traitement pour le bois, KD ou non conformité à la NIMP n° 15, certificat phytosanitaire non conforme, etc.).

Mis à part les recherches de bactéries ou de virus, les observations en routine des insectes nuisibles listés sont faciles pour une première interception par des agents correctement entraînés et disposant d'un minimum d'outillage de laboratoire pour confirmation. L'appui du laboratoire reste cependant indispensable pour justifier des mesures de refoulement ou de destruction, particulièrement onéreuses pour l'importateur.

 © IRD, 2006

En Nouvelle-Calédonie, le recours au permis d'importation est quasi systématique dans l'annexe IV, sauf pour des produits végétaux faisant l'objet de volumes d'importation important depuis certaines origines (CEE, Chili, USA, Australie et Nouvelle-Zélande) : les fruits (3 276 tonnes) et les légumes (4 781 tonnes). Un traitement systématique est cependant imposé pour toute origine à risque : classiquement, ce traitement peut être un traitement par le froid (permettant la conservation des fruits pendant le transport) avec une température ajustée sur les séquences létales pour toutes les formes de mouches de fruits. Ce traitement est justifié par la présence de *Bractocera* et d'*Anastrepha* dans certains régions d'importation, dont les USA.

Le permis d'importation est imposé notamment pour des végétaux et produits végétaux (dont les semences) génériques :

- bulbes, oignons, tubercules, rhizomes ;
- semences de diverses espèces, espèces forestières (phanérogames forestiers à l'état de semences) ;
- plants et plantes ornementales ;
- plants et plantes fruitiers, bois bruts.

Les végétaux vivants qui concentrent les risques les plus importants ne représentent que 137 tonnes et les semences, toutes espèces confondues, moins de 300 tonnes.

Notons que pour les mouches de fruits, le traitement au froid, lorsqu'il est bien réalisé et que son caractère effectif est vérifié par la lecture des enregistrements de température pendant la traversée, constitue une garantie nettement supérieure à une inspection sur la marchandise au départ et à l'arrivée. Il en est de même pour le bois sous ses différentes formes vis-à-vis des organismes nuisibles qu'il héberge *via* les traitements KD ou insecticides, selon la norme NIMP n° 15.

Au-delà de l'inspection physique, le contrôle documentaire de l'effectivité des traitements est la phase essentielle en terme de garantie de non introduction d'organismes. Cette phase est plus efficace pour les organismes concernés par les traitements disponibles car, contrairement au contrôle physique de la marchandise au départ du pays d'exportation ou à l'arrivée en Nouvelle-Calédonie, le traitement concerne la totalité du lot et non pas seulement un échantillon.

Il existe cependant quelques redondances dans l'annexe IV qui en compliquent la lecture.

La catégorie des bois pour usage lié au transport, tel le bois de calage et d'emballage de produits non agricoles (palettes, etc.), n'est pas listée dans la réglementation : seuls les bois bruts ou transformés sont cités avec des mesures adaptées au risque. Les bois de calage peuvent faire l'objet de protection *a minima* contre les organismes nuisibles, et notamment le longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis*) ou le nématode du bois de pin (*Bursaphelenchus xylophilus*). En 2004, ce sont 20 000 tonnes de bois sous différentes formes qui ont été importées en Nouvelle-Calédonie, soumises au contrôle et faisant l'objet des mesures de protection pour le bois brut.

Le problème du contrôle de ce type de marchandises est un problème purement tarifaire lié au code douanier qui détermine l'intervention des agents chargés de l'inspection de quarantaine des marchandises correspondant à des produits industriels faisant appel à des produits végétaux (bois pour palettes), déclarés au titre du produit concentrant la valeur de l'opération d'importation. Le code douanier est un outil pour percevoir des taxes, détourné comme outil d'assistance à la quarantaine. Il reste imparfait pour apprécier ou assurer une protection complète du territoire. Cet aspect a été abordé sur le plan technique par la CIPV au travers de la NIMP n° 15 à propos des emballages en bois avec un marquage obligatoire attestant un traitement efficace.

Ces lacunes du dispositif législatif néo-calédonien sont à mettre en perspective avec les principaux supports considérés à risque pour l'introduction d'organismes nuisibles aux végétaux par le système de quarantaine européen : végétaux et parties de végétaux, produits végétaux (incluant le bois) , matériaux d'emballage en bois, et sol.

Un arrêté prenant en charge les risques liés à l'introduction de bois sous forme d'emballage avec d'autres marchandises est cependant en préparation et devrait être publié rapidement, ou l'est déjà à la date de parution de ce rapport (R. Amice, communication personnelle).

Particularités du dispositif néo-calédonien

Le dispositif néo-calédonien est renforcé par rapport aux dispositifs de référence par deux aspects que justifient les caractéristiques de la Nouvelle-Calédonie, son caractère insulaire et son territoire longtemps éloigné des grands flux de voyageurs ou de produits végétaux :

- des mesures à caractère exceptionnel peuvent être prises par l'exécutif du territoire en cas de danger imminent d'introduction, ou de propagation d'un organisme non listé dans la liste négative (délibération n° 112, Titre I – article 2) ;
- comme évoqué, les listes négatives ne sont pas fermées contrairement à celles utilisées dans la communauté européenne, avec une prise en compte immédiate de tout organisme considéré comme nuisible (excepté les parasites animaux), non répertorié sur le territoire calédonien.

Le permis d'importation est généralisé pour l'importation des végétaux ou des produits végétaux non prévus dans les textes. Il s'agit d'un moyen de contrôle permanent de l'administration par rapport aux flux déclarés.

Bilan d'une première analyse du dispositif de quarantaine végétale néo-calédonien pour la prise en compte des espèces envahissantes

Le dispositif législatif néo-calédonien apparaît en l'état comme **globalement satisfaisant** pour prévenir l'introduction d'espèces envahissantes nuisibles pour les végétaux, identifiées au travers des listes ou lors des inspections ultérieures en application de la CIPV. Le caractère ouvert des listes, et la possibilité de prendre des mesures de protection d'urgence de façon unilatérale, peut certes contrevenir aux accords SPS, notamment la nécessité de produire préalablement des ARP qui fondent la décision. Cependant, le fort taux d'endémisme de la Nouvelle-Calédonie, lié à la nature insulaire du territoire et à son histoire, sont reconnus comme des critères de vulnérabilité extrême par la conférence de Braunscheig en septembre

2003, en vue de la coordination entre la CIPV et la Convention sur la diversité biologique pour l'identification et la gestion des espèces envahissante. Si les principes de la CIPV ne sont pas respectés à la lettre par la réglementation de la Nouvelle-Calédonie sur l'existence de listes reposant sur des analyses du risque pour toutes les espèces listées, on peut envisager que, s'agissant d'un territoire particulièrement exposé, l'esprit des principes de la CIPV puisse lui être respecté dans le cadre d'une application justifiée et raisonnable des possibilités offertes par des listes ouvertes de la législation de quarantaine néo-calédonienne.

Pour aussi satisfaisant qu'il soit, le dispositif législatif de quarantaine pourrait utilement recevoir des aménagements, proposés en vue d'une évolution des textes pour les espèces animales de l'annexe I qui restent trop limitatives, notamment en matière d'arthropodes, de vertébrés ou de mollusques. Il en est de même pour les emballages en bois non pris en compte à la date de rédaction de ce document (conférence de Braunschweig, 2003) mais pour lesquels un travail législatif est en cours.

De façon plus globale, nous rappellerons les principales filières (voies d'entrée) des espèces étrangères susceptibles de devenir envahissantes pour les milieux terrestres (Shine, 2003) :

- mouvements de marchandises en général (containers, milieux de culture dont sol, bois d'emballage non traité, différents produits alimentaires non transformés) ;
- mouvements de populations (transport aérien, transport ferroviaire, route et transport maritime) ;
- déplacement d'avions (soutes et cabines) ;
- voie postale (commandes achetées via Internet, notamment) ;
- produits agricoles et forestiers pour plantations et semis ;
- produits horticoles (dispersion à partir des jardins, notamment) ;
- activité d'introduction volontaire à vocation cynégétique ;
- libération d'animaux domestiques.

L'ensemble des voies d'entrées sont prises en compte par le dispositif néo-calédonien, à l'exception :

- des animaux domestiques non déclarés qui constituent une limite réglementaire actuelle valable pour la plupart des pays ;
- de la surveillance des soutes et containers, comme de toute marchandise ne devant pas servir de support pour des organismes exotiques (limite du dispositif qui n'est pas propre à la Nouvelle-Calédonie) ;
- de la surveillance des bois d'emballage qui devraient faire l'objet d'un additif à la réglementation en lien avec la NIMP n° 15.

Pour les soutes d'avion et cabines, la délibération du 18 août 1992- article 35 fixant les dispositions du contrôle à l'importation prévoit la désinsectisation des soutes et cabines, mais même lorsque celle-ci est réalisée, elle ne peut être immédiate et détruire l'ensemble des

organismes animaux présents dans les avions pour des raisons de santé humaine (l'emploi de produits nocifs pour les animaux le sont également pour les hommes).

L'installation de ces organismes importés se fera en revanche de façon préférentielle dans les zones proches des aéroports ou de l'ouverture des containers, à l'instar des cas de paludisme fortuits affectant de façon exceptionnelle les populations vivant près des aéroports dans les pays tempérés, ou de l'installation de l'insecte *Diabrotica virgifera* dans un périmètre de quelques kilomètres autour des aéroports en Europe. Si l'organisme utilisant cette filière, en principe animal, ne rencontre pas un support, un hôte ou des conditions propices à son installation près de son point d'arrivée, la probabilité est faible pour que l'introduction réussisse. Ces zones constituent en revanche des zones de surveillance à privilégier. Cet aspect sera développé dans la partie 3.

Remy Amice nous précisait, fin octobre 2005, qu'une réglementation phytosanitaire et zoosanitaire valable pour les ports et aéroports était en préparation. Ce projet de délibération prévoit l'agrément sanitaire des ports et aéroports, ainsi que des prestataires sanitaires. Des dispositions spécifiques sont également prévues pour les navires entrant dans les zones de « *clearance* sanitaire », notamment pour les cargaisons à risque particulier. Une gestion des provisions de bord et des déchets organiques, des passagers débarquant et des bagages à risque sanitaire accompagnés est intégrée à ce projet. Ce texte prévoit aussi la mise en place par le port d'un système de surveillance de routine en fonction du risque (un responsable ou correspondant sanitaire, une information des personnels sur site, la mise en place de pièges avec récolte et expédition vers un entomologiste ou au SIVAP en fonction du risque, une intervention immédiate des personnels en cas de détection). Ce texte devrait, à l'automne 2005, franchir le cap politique du gouvernement et du congrès.

Le cas particulier des machines et véhicules usagés (Budd, 2004) est à considérer avec une dimension particulière pour les véhicules ou machines utilisés précédemment pour des travaux forestiers ou agricoles à l'extérieur de la Nouvelle-Calédonie. Le cas des machines agricoles, dont les instruments de récolte et notamment les moissonneuses batteuses d'occasion, est préoccupant. Insuffisamment nettoyées, ces dernières peuvent être vectrices de semences d'adventices indésirables ou de plantes potentiellement envahissantes, de graines contaminées par diverses maladies (*Tilletia sp*, *Ustilago sp, Sphacelotheca reiliana, etc.*), de sclérotes de champignons ou de différentes formes d'insectes liés aux denrées stockées dont *Sitophilus granarius.* Le cas de *Sphacelotheca*, absent de la liste des organismes réglementés, est à considérer plus particulièrement étant donné le développement de la culture du maïs avec près d'un millier d'ha, et la facilité avec laquelle l'organisme se diffuse très facilement et les dommages qu'il peut causer. Cet organisme, présent dans de nombreux pays dans le monde, est notamment signalé aux USA, en France où il est sous contrôle, mais aussi en Nouvelle-Zélande et dans différents États d'Australie.

Rémy Amice nous précise cependant qu'une proposition d'arrêté a été transmise au gouvernement à l'automne 2005 afin de prendre en compte le risque lié à l'importation des engins et véhicules usagés, en particulier la contamination par la terre ou les graines.

Parmi les carences flagrantes des listes d'organismes de quarantaine, nous avons noté l'absence en liste I des organismes interdits de la rouille *Puccinia psidii* qui peut s'attaquer à de nombreuses espèces de myrtacées. Tout comme les myrtacées n'apparaissent pas en liste II des végétaux interdits à l'importation, ces espèces étant vectrices potentielles de *Puccinia*

psidii. L'annexe IV qui impose un permis d'importation lors de l'introduction de toute plante ornementale peut permettre, cependant, de contrôler ce flux dans la mesure où les gestionnaires des permis d'importation sont correctement informés sur les risques liés aux différentes espèces végétales importées.

Nous avons noté une particularité de la prévention des risques concernant les mouches des fruits (*Ceratitis*, *Anastrepha spp* et *Bractocera spp*) : parmi les méthodes standards de protection, le traitement par le froid est un moyen efficace pour prévenir l'introduction, traitement qui peut intervenir pendant le temps du voyage et qui correspond aux conditions de conservation. La vérification de la réalité du traitement par relevé des enregistreurs augmente la performance de l'inspection qui ne pourra porter que sur un échantillon limité de fruits. Elle complète utilement la certification du pays exportateur d'une valeur variable, suivant l'origine de la marchandise.

La libération des animaux domestiques pose le cas plus général des espèces envahissantes qui échappent à la CIPV : il s'agit d'organismes non nuisibles aux végétaux même de façon indirecte. Ces organismes peuvent, le cas échéant, être pris en compte par les services chargés des contrôles vétérinaires dans le cadre des standards de l'Office international des épizooties (OIE). Ce dernier considère les risques liés à l'introduction d'espèces animales sauvages vectrices de maladies transmissibles aux animaux domestiques ou à l'homme, en sus des micro-organismes eux-mêmes qui constituent la base de l'activité. Les espèces animales envahissantes non nuisibles aux végétaux, de façon directe ou indirecte, et non vectrices de maladies prises en compte par les services vétérinaires restent actuellement sans surveillance organisée.

Il reste, mais ce n'est pas une difficulté propre à la Nouvelle-Calédonie, la difficulté d'application de la réglementation telle qu'elle est libellée dans les cas de non recouvrement des codes tarifaires douaniers et des catégories de végétaux ou de marchandises faisant l'objet d'un contrôle. Seul un dialogue et des accords tacites avec les services des douanes permettront dans un premier temps de résoudre cette difficulté.

Dispositif administratif de contrôle et d'inspection

Le dispositif administratif de quarantaine est défini par l'arrêté n° 259 du 24 avril 2002 relatif à l'organisation de la direction régionale des douanes de Nouvelle-Calédonie et par l'arrêté du 22 février 2001 du Gouvernement de Nouvelle-Calédonie pour les attributions de la direction des affaires vétérinaire, alimentaire et rurale dont le service d'inspection est chargé à la fois des aspects touchant à la quarantaine végétale et animale et des aspects inspection, de surveillance et de lutte à l'intérieur du territoire.

Le dispositif néo-calédonien est assez classique, il repose sur un double système de contrôle avec un dispositif douanier assurant un premier tri sur la base du code douanier entre les marchandises qui ensuite sont soumises, si nécessaire, au contrôle phytosanitaire. La détection de végétaux non déclarés, alors qu'ils sont soumis au contrôle, doit être le fait des agents des services de douanes, seuls ou accompagnés des agents des services de quarantaine, les douaniers étant les seuls habilités à faire ouvrir des colis. La plupart des végétaux et produits végétaux à risque font l'objet de contrôles. L'ensemble des procédures qui permettent l'importation de marchandises composées de tout ou partie de produits végétaux

est décrit par le tableau 1. Les contrôles proprement dits, phases 6 à 8, se décomposent en deux types d'opérations :

- Un contrôle documentaire sur la conformité du certificat du pays d'exportation et notamment des mentions qui sont portées attestant le respect de la réglementation néo-calédonienne. Ce contrôle peut porter également sur la réalité de traitements de la marchandise, notamment les enregistrements de température attestant la réalisation du traitement par le froid dans les conditions des normes internationales. Ces enregistrements sont une garantie de destruction des mouches des fruits.
- Un contrôle physique de la marchandise ou des effets personnels des passagers, ou inspection. Cette inspection permet de confirmer la correspondance de la marchandise avec la déclaration du code douanier et de rechercher les organismes de quarantaine.

Il convient de noter que tout contrôle physique d'une marchandise ou d'effets personnels porte sur un échantillon, il ne peut garantir une sécurité absolue pour le territoire qui le met en œuvre. Il a le mérite d'être dissuasif pour les exportateurs peu scrupuleux qui éviteront d'envoyer des lots identifiés comme contaminés, ou potentiellement contaminés, vers des pays disposant de services de quarantaine opérationnels, mais ce type de contrôle ne constitue pas une barrière infranchissable.

Nous rappellerons les difficultés liées au code douanier qui ne recouvre pas la nomenclature phytosanitaire, paradoxe organisationnel traité par ailleurs, tout comme l'existence de produits végétaux à base de bois (emballage, bois de calage) avec des marchandises déclarées sous un autre code. Ce sont des difficultés qui ne peuvent être surmontées que grâce à un dialogue constant entre les services.

Les agents des douanes sont également chargés du contrôle vis-à-vis de l'introduction d'espèces menacées dans le pays d'origine (cadre CITES – convention de Washington). Ce volet peut rejoindre celui des espèces non couvertes par la CIVP et l'OIE, sachant que, dans ce cas, aucune législation ne permet une intervention, sauf à modifier la réglementation pour la prise en compte de toutes les espèces animales. On notera que le cadre CITES à l'export est assuré par la DAFE.

Les acteurs impliqués ou disponibles pour les opérations de quarantaine

Le tableau 1 ci-dessous décrit l'intervention des différents acteurs dans les opérations de contrôle et d'inspection dépendant de la quarantaine. Ce dispositif est identique à celui de nombreux pays avec une répartition claire des rôles des différents acteurs qui permet d'assurer une mise en œuvre efficace des procédures.

 © IRD, 2006

Quatre acteurs principaux sont identifiés :

- 1) l'organisation de protection des végétaux de la Nouvelle-Calédonie (DAVAR) à l'origine de la réglementation, de la délivrance des permis d'importation et réalisant l'inspection finale et le contrôle de conformité documentaire ;

- 2) les services des douanes qui identifient la marchandise, recherchent les fraudes et font intervenir la DAVAR pour le contrôle phytosanitaire proprement dit ;

- 3) l'importateur ou le transitaire qui se procure les documents indispensables pour l'importation et effectue les formalités liées à l'opération d'importation ;

- 4) l'organisation de protection des végétaux du pays d'exportation qui satisfait, si possible, les exigences de la réglementation néo-calédonienne et refuse normalement le permis phytosanitaire d'exportation si elle ne le peut pas. Toutes les organisations n'ont pas les mêmes façons de procéder en la matière, certaines origines sont identifiées comme présentant plus de risque. Les contrôles physiques réalisés tiennent compte de la qualité de la signature des différentes organisations de protection des végétaux des pays d'origine de la marchandise.

Tableau 1 : Schéma organisationnel ou « qui fait quoi » dans le dispositif de quarantaine à l'importation

Organisation	Phase préparatoire à l'introduction des marchandises (ordre des opérations de 0 à 5)	Phase d'introduction des marchandises (ordre des opérations de 6 à 8)
Organisations nationales de protection des végétaux du pays d'origine	**4-** Assurent la surveillance générale de l'état sanitaire (et environnemental) du territoire d'origine Mettent en œuvre des mesures de surveillance spécifiques ou réalisent des analyses pour un produit donné à la demande du pays d'importation Apportent leur concours aux opérations de pré-agrément effectuées par les agents des autorités de quarantaine des pays de destination Délivrent un certificat phytosanitaire à l'exportation, conformément à la législation du pays d'importation ou aux exigences du permis d'importation lorsqu'il existe	
Organisations nationales de protection des végétaux du pays de re-exportation ou de transit (cas de la re-exportation)	**5-** Assurent la traçabilité des produits etréalisent des analyses pour satisfaire à la législation du pays d'importation ou aux exigences du permis d'importation lorsqu'il existe Délivrent un certificat de re-exportation portant mention du pays d'origine	
Importateur professionnel ou voyageur	**2-** Formule la demande de permis d'importation auprès de l'organisation de protection des végétaux du pays d'importation (DAVAR) pour les produits identifiés par la réglementation comme le nécessitant	**6-** Déclare auprès des douanes les marchandises importées et fournit les documents d'accompagnement. Dépose une déclaration d'importation au SIVAP Permis d'importation, si nécessaire, certificat phytosanitaire du pays d'origine ou de re-exportation, certificat d'analyses si nécessaire
Transitaire	**2bis-** Assure l'instruction des formalités douanières et de quarantaine en lieu et place de l'importateur	**6bis**- Assure l'instruction des formalités douanières et de quarantaine en lieu et place de l'importateur
Service des douanes	**1-** Met à disposition la réglementation générale pour l'importation de marchandises	**7-** Applique la législation et la réglementation relatives aux mouvements de marchandises Dans ce cadre, recherche, constate et sanctionne les infractions à ces prescriptions Assure l'indentification initiale des produits importés sur la base du code des douanes et, en fonction des exigences, bloque les marchandises jusqu'à délivrance d'un certificat phytosanitaire d'importation par la DAVAR Assure le contrôle à l'importation quant aux espèces menacées d'extinction dans le pays d'origine (convention CITES)
DAVAR (SIVAP)	**0-** Prépare les projets de réglementation de quarantaine, conformément aux normes internationales **3-** Instruit les demandes et délivre les permis d'importation, conformément à la réglementation en vigueur **3bis-** Assure le pré-agrément des marchandises dans le pays d'exportation et vérifie le respect des exigences de la Nouvelle-Caléonie	**8-** À la demande des douanes, réalise l'inspection des marchandises importées, complète l'identification du produit importé Vérifie la conformité documentaire de l'opération d'importation (certificat phytosanitaire, déclarations supplémentaires et permis d'importation) Procède, si nécessaire et si possible, à des analyses permettant de détecter la présence d'organismes nuisibles, conformément à la réglementation Délivre un visa d'importation destiné aux douanes pour permettre la poursuite des procédures de dédouanement

 © IRD, 2006

Les moyens disponibles pour mettre en œuvre la quarantaine

Courant octobre 2005, 15 agents coordonnés par un responsable étaient en fonction aux niveaux des points d'entrée aux frontières, avec la répartition suivante :

- 8 agents à l'aéroport de la Toutonta ;
- 6 agents au port de Nouméa ;
- 1 agent basé à Koné pour les arrivées occasionnelles de bateaux sur les ports du Nord de la Grande Terre.

Ces agents assurent la double compétence phytosanitaire et vétérinaire en matière de contrôles avec un appui des 4 agents du secteur phytosanitaire de la SIVAP. Rémy Amice précise que, courant octobre 2005, des moyens humains supplémentaires sont envisagés. Le niveau standard de formation des agents d'inspection aux frontières est généralement équivalent ou supérieur à bac + 2.

Les risques liés aux animaux et aux marchandises d'origine animale ayant prédominé par le passé en raison du poids historique de l'élevage dans l'économie néo-calédonienne, il existe toujours un risque de déséquilibre de formation des compétences entre la santé vétérinaire et le volet phytosanitaire et environnemental ; la mission n'a pas permis de statuer sur ce volet du dispositif de biosécurité.

Les deux principaux points d'entrée, l'aéroport de la Tontouta et le port de Nouméa, sont assez correctement couverts au vu des chiffres fournis.

Le poste d'agent itinérant, créé en mai 2005 à Koné pour les nouveaux points d'entrée aux frontières ouvertes sur la province Nord, complète utilement le dispositif. Le rôle de cet agent sera plus difficile, notamment face à des arrivées simultanées sur deux ports différents mais la « variété » et le volume de passagers et de marchandises à traiter sont limités, ce qui limite également *a priori* les risques.

Un déficit patent de moyens d'identification est relevé. Il n'existe pas de laboratoire de phytopathologie dédié à l'activité de quarantaine. Un projet de création est évoqué pour 2008-2009 avec pour objectifs le diagnostic, le suivi des plantes en quarantaine, et l'analyse de risque. Ce projet n'est pas encore finalisé. C'est un point noir majeur du dispositif car, même si l'essentiel des organismes classiquement détectés aux points d'entrée des frontières (PIF) sont des insectes faciles à identifier au niveau de la famille, des compléments d'analyse sont nécessaires pour spécifier le genre et l'espèce et justifier des mesures de quarantaine prises. Il n'existe pas actuellement de station de quarantaine pour le matériel destiné à la multiplication. Deux chiens de détection des produits animaux et végétaux sont utilisés pour détecter des fraudes à la déclaration obligatoire concernant les végétaux, les produits végétaux, les animaux et produits d'origine animale ; leur dressage leur permet également d'intervenir sur les colis postaux. Il n'existe pas d'appareil à rayons X, potentiellement utile notamment pour les colis postaux ; un projet d'équipement des postes courant 2006 était évoqué à l'automne 2005.

De tous les facteurs limitant listés, c'est l'absence de laboratoire qui constitue le manque le plus évident. La formation des agents d'inspection à la détection d'organismes nuisibles au végétaux devra aussi être évaluée.

Une station de quarantaine végétale, absente actuellement, est souhaitable pour tout matériel destiné à la multiplication : cette quarantaine durerait le temps des analyses ou de la révélation des organismes non détectables d'emblée. Cette quarantaine peut être délocalisée hors de la Nouvelle-Calédonie, dans un territoire avec lequel des accords seraient passés, au même titre que la Nouvelle-Calédonie assure la quarantaine pour les animaux destinés à l'importation en Polynésie française. Ce dispositif paraît indispensable, notamment au vu des risques liés à l'introduction de nombreuses espèces envahissantes liées à leur support végétal : par exemple, le cas de l'organisme *Puccinia psidii* associé à de nombreuses espèces végétales de la famille des *Myrtaceae* (L. Loope, communication personnelle).

Les procédures effectives de quarantaine

Les procédures décrites sont respectées par les agents du SIVAP sur la base d'un entretien avec Rémy Amice.

Inventaire des procédures :

- les inspections physiques des avions privés et commerciaux ont porté sur 291 arrivées d'avions parmi 1 800 enregistrées, dont des inspections physiques avec brigade canine à l'arrivée des avions ;
- 12 072 déclarations de marchandises à contrôler par les passagers des avions ont été enregistrées sur 194 096 passagers ;
- les inspections physiques des passagers se sont montées à 22 721 pour 194 096 débarqués ;
- les inspections physiques de navires privés et commerciaux se sont montées à 1 040 sur 1 257 arrivées ;
- 676 inspections physiques de colis postaux ont été réalisées ;
- 18 inspections physiques de supports neutres, vecteurs potentiels (containers, véhicules, etc.) pour 36 891 supports neutres débarqués ;
- pour les marchandises en fret aérien, les examens documentaires des certificats ont atteint le chiffre de 2 933, dont 799 inspections physiques en sus ;
- pour les marchandises en fret maritime, les examens documentaires des certificats ont atteint le chiffre de 12 644, dont 1 114 inspections physiques en sus ;
- 1 909 permis d'importation ont été délivrés ;
- 1 049 lots de marchandises ont été consignés à l'import ;
- 2 228 lots de marchandises ont été réexpédiés ou détruits à l'import ;
- 4 lots de marchandises ont été traités à l'import.

Ces chiffres correspondent à ce que peuvent réaliser les effectifs disponibles. Les contrôles des supports neutres (containers) et de colis postaux sont déficitaires en proportion par rapport aux autres contrôles. Le choix de privilégier telle ou telle filière est lié à la capacité de détection des organismes, par essence faible pour les containers. Nous rappelons que la contamination de ce support par un organisme nuisible est faible et fortuite. Dans

l'absolu, il est nécessaire d'être présent à l'ouverture du container pour optimiser une hypothétique détection. Il en est de même pour les colis postaux sans appareil RX.

L'activité de contrôle de quarantaine reste significative sans être parfaite, une augmentation du volume d'inspection suppose d'augmenter les effectifs en contrôleurs. Une amélioration majeure viendrait aussi d'une caractérisation plus grande des filières à risque et des origines. Une classification des organismes menaçant l'archipel et la mise en œuvre d'une série d'ARP propres à la Nouvelle-Calédonie, destinées à hiérarchiser les couples filière / pays à surveiller en priorité, augmenteraient la performance du dispositif avec une progression de l'effectif raisonnable.

Conclusion sur l'organisation du contrôle de quarantaine néo-calédonien à l'importation

Le dispositif législatif néo-calédonien de quarantaine permet une prise en compte assez satisfaisante de la problématique des espèces envahissantes, dès lors que celles-ci sont potentiellement nuisibles aux végétaux. Le dispositif s'appuie sur des listes négatives (interdiction) mais ouvertes avec la possibilité, en cas de risque avéré, de prendre des mesures d'urgence, ces deux particularités conférant une grande souplesse au dispositif global. Cependant, des lacunes subsistent dans les listes de prohibition concernant les animaux (familles trop restreintes) et les matériaux d'emballage à base de bois, insuffisamment pris en compte (NIMP n° 15) : deux points qui peuvent assez facilement être améliorés, notamment le second pour lequel une évolution législative est en cours. Les limites liées aux espèces animales échappant au contrôle phytosanitaire de quarantaine trouveront plus difficilement une solution immédiate, des réflexions étant toujours en cours au plan international.

Le dispositif administratif est structuré sur une base solide avec un double contrôle : douanier, à partir de l'identification des marchandises, et technique par la DAVAR / SIVAP pour la recherche des organismes nuisibles. Les limites liées aux différences existant entre le code douanier, qui déclenche le contrôle, et la nomenclature phytosanitaire doivent être levées par un dialogue constant entre les structures.

Les principales lacunes viennent de l'absence de laboratoire d'identification phytosanitaire et d'une station de quarantaine, intermédiaire indispensable pour l'introduction de végétaux à risques destinés à être plantés ou multipliés et dont l'introduction est souhaitée. Une amélioration peut aussi être attendue par l'identification plus précise des risques *via* des ARP étendues aux risques environnementaux ; ces analyses doivent dans l'absolu permettre de dresser des listes de surveillance et d'étayer les restrictions imposées par la réglementation (NIMP n° 2 et n° 11, jointes en annexe). Dans le cadre des activités d'inspections courantes, en cas de détection d'organismes nouveaux, une ARP rapide pourra être conduite en s'appuyant soit sur les standards d'analyse de risque de la FAO, soit sur ceux des pays de la zone Pacifique ou de l'OEPP (PM 5/2), parfaitement opérationnels et qui présentent en outre l'intérêt de la langue.

Rappelons que pour la conduite d'une ARP, pierre angulaire du dispositif, il est nécessaire de disposer :

– de l'identification précise de l'organisme sur lequel cette dernière doit être conduite (laboratoire de détermination performant **indispensable en Nouvelle-Calédonie**) ;

– de listes d'organismes recensés sur la zone ARP, c'est-à-dire le territoire de l'archipel (travail réalisé par l'IRD, à poursuivre) ;

– d'une identification précise des filières à risques (voir l'audit de K. Budd et l'expertise collective, ce volume) ;

– d'une ressource en terme de littérature sur les organismes[2].

Concernant l'évaluation des critères permettant d'apprécier, pour chacune des espèces candidates, l'aptitude à devenir envahissante, nous renvoyons à ces méthodes reconnues comme performantes et opposables au plan international (Sheppard et *al*.,Question 10 dans ce volume). L'analyse qui est faite du contexte géographique, climatique et économique néo-calédonien constitue une approche générale des informations nécessaires pour l'analyse de risques. Cette analyse proprement dite sera réalisée au cas par cas en considérant les caractéristiques et les exigences de chaque organisme potentiellement nuisible étudié.

Le dispositif de quarantaine néo-calédonien à l'importation, même s'il reste encore imparfait, peut prendre en compte l'essentiel des espèces envahissantes, au prix de diverses améliorations réglementaire et organisationnelle dont certaines sont en cours. Les limites inhérentes au dispositif actuel, notamment les flux qui échappent au contrôle et un contrôle sur échantillons pour les gros volumes qui ne permettent pas des garanties totales, imposent de compléter le dispositif de quarantaine par un dispositif de surveillance du territoire pour la détection précoce des organismes qui auront échappé à la vigilance du contrôle aux frontières. La surveillance du territoire assurera également une fonction de quarantaine végétale dans l'activité d'exportation.

[2] http://www.eppo.org/QUARANTINE/quarantine.htm

 © IRD, 2006

Analyse du dispositif de surveillance et de gestion du risque néo-calédonien

Le dispositif législatif et fonctionnel de surveillance et de contrôle néo-calédonien

Dispositif législatif de surveillance phytosanitaire

Le dispositif législatif de surveillance néo-calédonien pour la quarantaine des organismes nuisibles aux plantes est plus ou moins calqué sur les dispositifs européens équivalents.

Les grandes activités de surveillance et de contrôle résultent de la délibération du congrès du territoire en date du 11 août 1992 (n° 334) pour le cadre général des actions de protection des végétaux listant ces activités et posant le principe de la déclaration obligatoire des fléaux touchant les végétaux (articles 15 et 16), fléaux fréquemment liés à des espèces envahissantes, installées, en cours d'installation ou non encore répertoriées.

Ces activités sont, respectivement :

- la surveillance sanitaire des productions végétales (article 19) (limitation aux productions végétales par l'arrêté du 22 février 2001 sur le fonctionnement de la DAVAR) ;
- l'identification des organismes nuisibles (article 20) ;
- les avertissements agricoles (article 19) ;
- le contrôle des sites de production et de multiplication des végétaux (articles 17 et 18) ;
- la surveillance de l'introduction, de la multiplication et de l'utilisation des agents de lutte biologique (article 21).

Il est à noter que les agents de lutte biologique, dont certains peuvent se révéler des espèces envahissantes redoutables, sont encadrés par la réglementation. En revanche, le contrôle de quarantaine à l'exportation ne s'appuie que sur un contrôle ponctuel et ne fait pas référence à une surveillance générale de l'état sanitaire des cultures.

Dispositif administratif de surveillance et de contrôle

Le dispositif administratif de contrôle et de surveillance du territoire est défini par l'arrêté du 22 février 2001 du Gouvernement de Nouvelle-Calédonie pour les attributions de la direction des affaires vétérinaire, alimentaire et rurale dont le service d'inspection est chargé à la fois des aspects touchant à la quarantaine végétale et animale et des aspects d'inspection, de surveillance et de lutte à l'intérieur du territoire. Cette surveillance est une composante essentielle des dispositifs de biosécurité.La NIMP n° 6 sur la surveillance précise qu'il existe deux types de systèmes de surveillance :

- la surveillance générale ;
- les prospections ponctuelles.

La surveillance générale permet aux ONPV[3] d'obtenir et de vérifier des données sur les organismes nuisibles visés à partir de l'ensemble des sources disponibles.

Les prospections ponctuelles permettent aux ONPV d'obtenir certaines informations sur les organismes nuisibles visés à des lieux précis, situés dans la zone concernée, et sur une période déterminée. À titre d'exemple, la prospection qui a accompagné la tentative d'éradication du *bunchy top* est une prospection ponctuelle. Les observations de l'ensemble des acteurs du monde agricole, des chercheurs et des sociétés savantes s'intéressant à l'environnement peuvent être valorisées pour une surveillance générale.

Les données recueillies peuvent servir à déterminer la présence ou la distribution des organismes nuisibles dans une zone, ou les organismes nuisibles s'attaquant à une plante-hôte ou associés à une marchandise, ainsi que leur absence (dans le cas de l'établissement et du maintien d'une zone indemne).

En théorie, si la DAVAR est en charge des aspects touchant à la surveillance des organismes nuisibles jusqu'aux productions végétales sur le territoire, dans la pratique, ses moyens actuels ne lui permettent pas de réaliser cette tâche, notamment en raison de l'effort important investi dans le contrôle aux frontières. Dans tous les cas, cette surveillance devrait mobiliser un nombre d'acteurs plus important que ceux de la DAVAR. La question des espaces non agricoles (ZNA) est également posée, sachant que ces derniers échappent à la compétence de la DAVAR au sens restrictif de la lecture qui est faite de la réglementation.

Les acteurs impliqués ou disponibles pour les opérations de surveillance, de contrôle et de gestion du risque

Le tableau 2 décrit les différents acteurs listés par les textes réglementaires : la DAVAR reste le maître d'œuvre de la surveillance pour les productions végétales qui recouvrent les prairies, soit une surface importante de la Grande Terre.

Le partenariat est indispensable avec la DDR (agriculture) et la DRN (environnement) dans la province Sud, la plus exposée à l'arrivée d'organismes nouveaux, et avec la DDE de la province Nord et la DAE dans la province des Îles. La participation de ces structures peut être envisagée pour le contrôle des pépinières ou pour l'identification d'éventuels maîtres d'ouvrage. Les agents de ces structures, mobilisables rapidement pour la surveillance du territoire, sont limités. Il n'existe pas de ressource humaine dans la province des Îles ; elle est limitée à 2 ou 3 agents pour la province Sud et à un agent pour la province Nord.

Il existe d'autres acteurs (vétérinaires, associations naturalistes ou de protection de l'environnement, chercheurs des institutions de recherche ou d'enseignement) dont la participation reste à préciser. Cette participation n'est pas mise en œuvre actuellement.

Pour la surveillance des milieux naturels, des partenariats s'imposent et doivent progresser sur la base de réunion d'échanges déjà engagés.

[3] Organisations nationales de protection des végétaux : terme défini dans le glossaire.

Tableau 2 : Schéma organisationnel de contrôle et de gestion des risques après l'introduction ou « qui fait quoi » dans la surveillance du territoire

Organisation	Surveillance, détection et contrôle	Gestion : éradication et lutte
DAVAR	Surveillance et inspection sanitaire des productions végétales Contrôle des établissements de production et de multiplication des végétauxContribution à l'organisation des avertissements agricoles (reste théorique)	Lutte contre les organismes nuisibles aux végétaux constituant des fléaux – organise l'éradication
Services provinciaux DDR et DRN en province Sud DDE-E en province Nord DAE en province des îles	Participation à la surveillance à préciser La DDR (agriculture) assure le suivi technique, sanitaire et le conseil technique La DRN (environnement) assure la protection de l'espace terrestre et la conservation des ressources naturelles La DDE-E élabore la réglementation provinciale liée au secteur environnemental et assure la préservation du patrimoine naturel provincial	Participation à la lutte (à préciser) vraisemblablement au travers d'un conseil

Les effectifs des différentes organisations sont listés en annexe 3.

Les moyens disponibles pour mettre en œuvre la surveillance et la gestion du risque

L'activité de surveillance du territoire ne dispose pas en Nouvelle-Calédonie d'un laboratoire de phytopathologie dédié, en partage avec l'activité de quarantaine. Sans cet outil qui assure des analyses de routine de natures variées (entomologie, phytopathologie de base), la confirmation des observations faites sur le terrain est impossible.

Les autres moyens nécessaires, véhicules, ordinateurs, loupes de poche peuvent être partagés avec l'activité de quarantaine.

Le matériel de base de la surveillance reste constitué d'un équipement léger, éventuellement quelques GPS, outils utiles pour un repérage précis mais non obligatoire pour assurer cette surveillance *a minima*.

Les procédures effectives de surveillance, de contrôle et de gestion du risque – politique d'éradication

Dans la pratique, faute d'effectifs suffisants et d'un partage clairement défini de l'activité avec les services provinciaux, le contrôle des établissements de multiplication et de production des végétaux n'est pas assuré de façon régulière. C'est un point noir majeur du dispositif. Aucune prise en compte des établissements commercialisant les végétaux n'est également réalisée ; ceci constitue une lacune dans la mesure où une grande partie des végétaux commercialisés sont importés, dont des végétaux qui seront plantés ou multipliés ensuite.

La mise en œuvre par les acteurs des activités d'avertissement agricole, également prévue par les textes, reste théorique. Il s'agit d'une activité qui impose une surveillance générale minimale et qui contribue ainsi à la surveillance du territoire. C'est en outre un moyen de gestion efficace des organismes implantés et de communication institutionnelle. Enfin, dans tous les cas, la surveillance des espaces non agricoles et des forêts reste embryonnaire.

Des activités de prospections ponctuelles sont organisées en fonction des besoins notamment dans le cadre de la tentative d'éradication du virus du *bunchy top*.

En résumé, le dispositif de surveillance est embryonnaire. Il n'existe pas de plan d'action précis, alors qu'une nécessité des renforcer la surveillance sur les sites les plus exposés apparaît évidente, notamment les zones voisines de l'aéroport international de la Tontouta, du port de Nouméa, des points d'ouverture des containers, ainsi que des centres miniers avec bases de vie.

Plus généralement, la province Sud qui concentre les principaux points d'entrée, l'essentiel de la population et de l'activité économique, et donc l'essentiel du flux de marchandises et de produits végétaux introduits est plus exposée aux introductions volontaires ou fortuites. Cette province concentre en outre les pépinières ornementales, non encore inspectées (à 90 %), et la consommation de produits issus de cette filière, dont les fleurs et les plantes ornementales importées et commercialisées directement.

De par sa densité de population, la zone Sud concentre également la consommation de fruits frais importés, vecteurs importants de divers insectes dont les mouches des fruits (*Bractocera* et cératite) dont les détections sont plus fréquentes à proximité des zones d'entreposage de fruits. Cette exposition doit entraîner un réseau de surveillance plus dense, pour une détection la plus précoce possible, avant dissémination au reste de l'île. Les abords des voies de communication partant de la zone Sud sont également des zones de surveillance à privilégier.

Le réseau de surveillance doit également intégrer les paramètres déterminant la probabilité d'installation des organismes, l'essentiel des sols de cette province ne permettant pas l'installation de végétaux exotiques ou de micro-organismes et maladies cryptogamiques inféodés à des hôtes particuliers. La définition des zones à surveiller doit résulter de la prise en compte simultanée des probabilités d'introduction et d'installation pour les végétaux et les micro-organismes.

Cas de l'éradication du bunchy top

Le cas de l'éradication du *bunchy top*, organisme détecté pour la première fois en 1999, est considéré comme un exemple de la difficulté à mener une lutte d'éradication efficace.

Cette lutte d'éradication s'est appuyée préalablement sur un dispositif de prospection de délimitation[4] (zones concernées), de prospection de repérage[5] (zones indemnes) et de prospection de suivi[6] (caractéristiques des populations). La double destruction des vecteurs de la maladie, des pucerons et des plants infestés à l'aide de glyphosate a été mise en œuvre, suivie d'une replantation réalisée avec des plants indemnes (*vitro*-plants).

[4,5,6] terminologie de la CIPV : voir glossaire

L'opération d'éradication a nécessité le recrutement de personnel supplémentaire affecté à cette opération pour réaliser les prospections entrant dans le cadre de la surveillance spécifique de cet organisme.

Le coût de l'opération pour le Gouvernement de Nouvelle-Calédonie s'est élevé à 560 millions de francs CFP, soit environ 4 à 5 millions d'euros.

Pour des raisons diverses, une extension de la maladie a été observée malgré la politique d'éradication : les zones où l'éradication avait été menée ont été réinfectées, y compris les plantes issues de *vitro*-plants indemnes.

Face à cette impossibilité pratique de réussir une éradication de l'organisme, il a été fait appel à la gestion de l'organisme, approche s'appuyant sur une action individuelle, en interdisant le transport des plants d'une zone atteinte vers une zone encore indemne.

L'analyse des causes de l'échec de l'éradication met en avant une faible coopération du public concerné liée, en partie, à une indemnisation insuffisante, à une communication parfois mal adaptée, aux difficultés de faire appliquer la réglementation, et à des problèmes de détection.

Des limites intrinsèques à la réglementation locale sont soulignées surtout dans le manque de capacité à imposer des mesures de lutte obligatoires. La tentative d'éradication du *bunchy top* non aboutie matérialise ces difficultés. Les délibérations locales (la délibération n° 334, en particulier) n'ont pas le poids du dispositif de lois, de décrets, d'arrêtés et de sa traduction dans le Code rural, qui constituent des moyens d'intervention plus puissants.

L'application du Code rural en Nouvelle-Calédonie n'est pas évidente du fait de son statut particulier qui suppose des procédures plus lourdes pour une application effective.

Cas similaire actuel en Europe : exemple de la politique d'éradication de Diabrotica virgifera virgifera

À titre de comparaison, et pour étudier le coût d'éradication d'un organisme dans le cadre d'une action menée récemment, voici le cas de *Diabrotica virgifera virgifera*, coléoptère ravageur du maïs, en cours d'installation en Europe.

Ce coléoptère, ravageur majeur du maïs aux USA et en Europe centrale, est caractérisé par une introduction possible indépendamment de son hôte, avec un transport dans les soutes de avions ou plus rarement dans les véhicules en circulation. Sa présence dans les filières d'introduction est donc fortuite et sa détection particulièrement difficile dans le cadre des opérations de quarantaine. Il aurait pu, en outre, constituer une menace pour le maïs néo-calédonien si des lignes aériennes avaient été établies avec des aéroports situés en zone fortement infestée par l'organisme aux ÉtatsUnis ou en Europe, ce qui n'est pas le cas. Cette analyse sera donc considérée comme un modèle pour des organismes comparables concernant la Nouvelle-Calédonie.

Dans le cas que nous étudions, la lutte est confrontée à une difficulté de destruction des adultes par les insecticides standards utilisés pour les traitements des soutes d'avions.

Son introduction en Europe de l'Ouest au début des années 2000 pourrait être liée à l'adoption de la culture du maïs autour des aéroports qui deviendra monoculture pour empêcher les risques liés aux oiseaux pour le trafic aérien. D'un milieu non réceptif autour des aéroports, la monoculture du maïs a généré un milieu réceptif à l'organisme. Le risque de transport par la voie aérienne, non identifié comme filière à risque majeur aux États-Unis, n'a en outre fait l'objet d'un consensus qu'au début des années 2000. L'impact de la pressurisation partielle des soutes et d'une mise hors gel est également à étudier sur l'évolution de ce risque.

Avec ce type d'organisme, quel que soit le niveau d'inspection de quarantaine, la possibilité de détection est quasi nulle ; la seule ressource pour organiser la lutte est la surveillance post-introduction et la prévention.

La prévention pour des organismes comparables doit consister à éviter la présence d'une culture réceptive, monoculture du maïs dans le cas d'espèce, à proximité immédiate des plates-formes aéroportuaires importantes présentant des échanges réguliers avec des pays fortement contaminés. Les éléments pour conduire une analyse détaillée n'étaient pas disponibles au début 2000, concernant l'incidence de la filière aérienne ou le très haut niveau d'efficacité de la rotation. Dans ces conditions, seule une démarche empirique a permis d'établir ces facteurs comme déterminants.

Même avec une analyse claire du risque dès l'origine, ce qui n'était pas le cas, la problématique du ratio bénéfice / risque dépassant l'agriculture se serait posée avec le risque d'accident aérien lié aux oiseaux lors de la prévention de l'introduction de *Diabrotica*.

Aspects financiers du plan de surveillance et de contrôle de Diabrotica virgifera

Le coût de surveillance s'élève à environ 200 € par site de piégeage et par an (piège et observations comprises). Environ un millier de sites sont nécessaires pour surveiller l'ensemble du territoire et détecter de nouveaux foyers, et environ un millier de sites supplémentaires sont déployés pour le contrôle lié à la détection de l'organisme.

Aspects techniques et financiers de l'éradication de Diabrotica virgifera

Les mesures d'éradication consistent à définir des zones où les mesures d'éradication s'appliquent à partir de toute détection. Deux zones concentriques sont délimitées, à savoir une zone focus où une lutte maximale est mise en œuvre et une zone tampon qui fait l'objet de mesures d'éradication normales. Les méthodes d'éradication s'appuient sur la rotation de culture (arrêt du maïs pendant une à deux années suivant la zone), sur des traitements insecticides adulticides et sur des traitements insecticides larvicides. Le coût des traitements adulticides s'élève à 120 € de l'hectare ; il n'existe pas de surcoût pour les traitements larvicides en pratique, ces derniers étant assez largement mis en œuvre dans les zones considérées. Dans le coût global de l'éradication, il faut compter une perte de récolte de l'ordre de 300 à 400 € par hectare, un an sur deux, ou deux ans sur trois suivant la zone, soit sur plusieurs milliers d'ha, là où la rotation est pénalisante pour le rendement. Le coût pour la collectivité et pour la profession agricole est variable suivant la densité de la culture du maïs dans la zone considérée (2 000 à 7 000 ha) pour un programme d'éradication de 2 ans minimum, à reconduire si de nouvelles détections sont observées.

Au bilan, avec une première détection en 2002, l'objectif d'éradication n'est pas encore atteint dans les zones des aéroports de la région parisienne, zone pour laquelle des détections importantes ont été enregistrées dès la première année, avec des captures massives caractérisant une implantation probablement ancienne.

En revanche, avec une détection de quelques individus sur la zone Alsace en 2003, aucune nouvelle détection n'a été enregistrée après l'application du plan d'éradication.

Des résultats comparables ont été obtenus en Italie, notamment autour de l'aéroport de Venise.

Cet exemple illustre l'importance de la précocité de la détection dans la réussite de l'éradication et la nécessité de dispositifs de surveillance générale qui donnent lieu au déploiement de réseaux de prospection spécifiques en cas de besoin.

S'il existe des similitudes avec le cas du *bunchy top*, dans les coûts de repérage et de lutte insecticide et dans la perte matérielle pour le particulier, il convient de souligner les moyens considérables mis en œuvre en France, notamment en terme de contrôle de l'application par les agriculteurs des mesures d'éradication, contrôle montrant un respect total de la réglementation et qui est parfois plus limité dans d'autres pays.

De façon générale, si des mesures d'éradication sont trop tardives, la détection de l'organisme est approximative, et si la biologie de l'organisme ou le milieu ne permet pas cette détection, l'investissement dans une politique d'éradication est inutile. Pour conduire une éradication réussie, outre la précocité de la mise en œuvre, une analyse des chances de succès doit être conduite, tenant compte de la biologie de l'organisme, du choix approprié des méthodes d'éradication, du milieu, de la motivation des différents acteurs et de l'acceptabilité sociale des mesures d'éradication envisagées (voir le cas des traitements insecticides aériens mal vécus par les populations citadines de la région Île-de-France). Cette faible acceptabilité sociale du recours à la lutte chimique a conduit à étendre les zones concernées par la rotation et à restreindre celles soumises à traitement insecticide par voie aérienne. Dans le cas d'espèce, cette évolution vers plus de contrôle agronomique participait également à une amélioration des performances du dispositif. Ce n'est pas toujours le cas.

À coté de la recherche de l'éradication, une politique de gestion du risque visant à freiner l'extension de l'organisme peut être envisageable ; elle doit avoir un coût acceptable pour la collectivité et pour les usagers concernés par les mesures.

Historiquement, si de nombreuses tentatives d'éradication ont été faites, les cas de succès sont extrêmement réduits, en particulier à cause de la détection tardive des organismes ou des difficulté de la détection de tous les foyers (cas de *Diabrotica*). Pimentel et ses collaborateurs (2001) citent le cas de la mouche méditerranéenne des fruits, *Ceratitis capitata*, éradiquée à 3 reprises dans l'État de Floride (USA) ; d'autres exemples concernent des espèces sur des espaces limités, des îles de dimensions réduites avec des moyens conséquents.

Dans la pratique, il a été le plus souvent nécessaire de procéder à la gestion de l'organisme : cela a été notamment le cas du feu bactérien (*Erwinia amylovora*) et du virus de la Sharka (*plum pox virus*) en France dont l'éradication a échoué au cours des années 1980-1990. Le cas de *Viteus vitifolii,* ou phylloxéra de la vigne, en France est emblématique. En

effet, cet organisme est à l'origine des premières mesures de quarantaine végétale avec une gestion qui fera tour à tour appel à la lutte chimique par injection de sulfure de carbone dans le sol, au déplacement de la culture dans des zones où une lutte physique est possible par immersion hivernale ou par sol sableux, avant l'adoption d'une lutte génétique avec l'hybridation ou l'adoption de porte-greffe non sensible. L'organisme n'a pas disparu mais la plante peut se maintenir dans des conditions sanitaires, économiques et écologiques acceptables. La voie génétique se révèle être souvent le moyen le plus efficace de gestion des organismes nuisibles aux plantes lorsque la ressource génétique existe et lorsque ces parades ne peuvent être contournées par l'organisme nuisible.

Le point essentiel pour évaluer rétrospectivement les politiques d'éradication reste actuellement l'incapacité à distinguer une situation où la politique d'éradication aura conduit à rendre l'organisme indétectable, de celle où l'organisme aura été réellement éliminé du territoire.

La NIMP n° 9 sur l'éradication précise quant à la vérification de l'éradication de l'organisme nuisible : « *L'autorité compétente (normalement l'ONPV) doit vérifier que les critères établis à l'avance pour le succès de l'éradication sont remplis. Ils peuvent concerner l'intensité des méthodes de détection utilisées et la durée pendant laquelle les prospections sur la présence de l'organisme nuisible devront se poursuivre pour vérifier son absence. La période minimale d'absence de l'organisme nuisible, nécessaire pour pouvoir confirmer l'éradication, dépend de la biologie de l'organisme nuisible et d'autres facteurs, tels que : la sensibilité des méthodes de détection, la facilité de détection, le cycle biologique de l'organisme nuisible, les conditions climatiques, et l'efficacité des traitements. Le plan d'éradication doit préciser les critères permettant de déclarer l'éradication, ainsi que les modalités de retrait des réglementations.* »Si ces règles de bon sens mettent en garde contre des conclusions trop hâtives, elles ne précisent pas les limites entre la situation où l'organisme ne peut plus être retrouvé sur le territoire sur une période de temps longue mais reste toujours présent, de celle où il a réellement été éliminé.

La différence est pourtant fondamentale : dans le cas d'une éradication réussie (cas qui reste exceptionnel), l'effort devra porter essentiellement dans la prévention à l'introduction, dans le cas d'indétectabilité, un équilibre entre lutte contre la réintroduction et surveillance renforcée des situations les plus sensibles devra être réalisé pour être en mesure, au bout de plusieurs cycles de multiplication de l'organisme et d'un pas de temps correspondant, de pouvoir initier une nouvelle politique d'éradication.

Le cas de la cératite en Floride, présenté comme une succession de succès d'éradication, peut s'apparenter à des situations où l'organisme est rendu régulièrement indétectable. Il est raisonnable de se poser la même question pour l'éradication de *D. virgifera* en Alsace.

Conclusion sur l'organisation de la surveillance et du contrôle post- quarantaine néo-calédonien

Le dispositif législatif néo-calédonien pour la surveillance et le contrôle sur le territoire de l'archipel permet une prise en compte théorique partielle de la problématique des espèces envahissantes, dès lors que celles-ci sont potentiellement nuisibles aux végétaux. Comme pour la quarantaine, des limites liées aux espèces animales échappant au contrôle

phytosanitaire de quarantaine existent. La principale limite de la réglementation tient à une activité exclusivement orientée vers les principales productions végétales, les espaces naturels n'étant pas pris en compte dans le dispositif réglementaire. Le contrôle des établissements de production et de multiplication des végétaux, contrôle indispensable pour éviter la dissémination rapide d'organismes nuisibles est, en l'état, très insuffisant ; il devrait être complété par un contrôle ou une possibilité de contrôle des établissements commercialisant les végétaux en sus de ceux qui les produisent ou les multiplient.

Le dispositif administratif suit le dispositif réglementaire mais si les textes existent, avec leurs limites, les moyens pour une mise en œuvre effective sur le terrain ne sont pas, à ce jour, en phase avec les textes. Il n'existe pas de réseau de surveillance effectif sur le territoire et le contrôle des établissements multiplicateurs n'est pas encore effectif et régulier.

Sur le plan organisationnel, une répartition plus claire des tâches entre l'administration du territoire et celle des différentes provinces serait de nature à améliorer le dispositif de surveillance, en raison de recouvrements de compétences insuffisamment définies qui peuvent laisser certains pans d'activité sans acteur effectif.

Les mêmes lacunes que celles soulevées pour la quarantaine, avec une absence de laboratoire d'identification phytosanitaire, sont à signaler, même si un projet est discuté pour une mise en chantier en 2008-2009. Il est impossible d'assurer une identification des organismes nuisibles sans cet outil qui reste incontournable.

La mise en place d'un système de surveillance ou de prospection efficace suppose de construire des réseaux associant les services provinciaux. Ce dispositif est à construire. L'absence d'un secteur de prescription privé organisé pour la lutte antiparasitaire végétale, comme il en existe un dans le domaine animal avec les vétérinaires privés, est un handicap important. Les centres de recherche présents sur l'archipel, les agriculteurs professionnels mais aussi les associations de protection de l'environnement peuvent servir de relais sur le terrain pour un certain nombre de milieux et d'organismes.

Le nouveau projet de réglementation phytosanitaire des ports et aéroports avec des correspondants sanitaires constitue une amélioration réelle du dispositif mais est loin d'être suffisant. La probabilité de piégeage sur le site d'introduction est négligeable pour la plupart des organismes animaux introduits, présents à l'état de trace. La détection des micro-organismes ou des graines de plantes envahissantes suppose un niveau de compétence minimal des agents que n'ont généralement pas les opérateurs même si leur contribution n'est pas à négliger.

À ce titre, un effort particulier de surveillance devra être déployé sur les sites d'introduction potentielle mais aussi, et surtout, dans les zones proches de l'aéroport international de la Tontouta, du port de Nouméa, ou des secteurs environnants au niveau desquels se fait l'ouverture des containers. Ces zones sont par définition des zones plus exposées vis-à-vis de l'installation des organismes exotiques présents de façon fortuite dans les soutes ou cabines d'avion et les containers. Cette surveillance devra s'exercer de façon prioritaire sur, ou à proximité, des végétaux ou des milieux susceptibles de permettre l'implantation des organismes redoutés. La détection des premiers individus introduits étant très improbable, plusieurs cycles de multiplication des organismes sont en général nécessaires avant de détecter les premiers foyers. La surveillance sur le tarmac de l'aéroport ou sur les

quais du port, peu propices à la multiplication des organismes en question, reste très théorique.

La province Sud est plus exposée en raison des flux de voyageurs (touristes et résidents) et de marchandises plus importants. Cette région concentre également l'essentiel de la production horticole ornementale, principale source d'introduction d'organismes nuisibles.

La surveillance du territoire permet également d'assurer une fonction de quarantaine végétale dans l'activité d'exportation, volet à développer dans le cadre d'une ambition exportatrice de l'agriculture néo-calédonienne, ce qui n'est pas le cas actuellement.

Si une priorité devait être proposée, elle porterait sur le contrôle effectif et généralisé des établissements de production et de multiplication des végétaux, contrôle étendu à ceux qui les commercialisent.

En conclusion, l'essentiel des moyens étant dévolu à la surveillance aux frontières avec la quarantaine végétale et animale, le dispositif de surveillance du territoire reste déficient. L'essentiel est à construire pour cette dimension de la surveillance. Dans cette perspective, il conviendra d'identifier l'ensemble des acteurs potentiels, leurs champs de compétence, la répartition des rôles entre ces derniers, et de définir des priorités pour cette action de surveillance et/ou de contrôle.

Conclusion générale des Questions 10 et 11

Il est toujours utile de rappeler qu'historiquement l'introduction des organismes nuisibles pour les animaux, les végétaux et les milieux a toujours été liée à la circulation des hommes et des marchandises. Plus cette circulation a été rapide et intense, plus les risques ont été significatifs. La mise à disposition de produits variés en tous points du monde, à tout moment, au meilleur prix et la liberté de circuler librement à travers le monde correspondent à la satisfaction de demandes citoyennes, choix porteurs d'une prise de risque par rapport à l'échange d'espèces limité à certaines zones ou à certains continents. Considérant ces attentes, tout dispositif de biosécurité présente des limites liées aux flux de voyageurs et de marchandises ainsi qu'aux moyens financiers et techniques du pays qui le met en œuvre avec l'impossibilité d'appréhender tous les compartiments qui peuvent être porteurs d'un risque propre.

L'Australie et la Nouvelle-Zélande ont, de façon évidente, adopté un dispositif de protection maximale qui correspond à une logique reposant sur quatre piliers :

- 1) des îles peu nombreuses et isolées sur le plan géographique avec un nombre de points d'entrée limités, donc faciles à surveiller ;
- 2) un PIB réel par habitant qui permet de financer des dispositifs de quarantaine et de surveillance performants ;
- 3) une situation d'autosuffisance globale sur le plan des produits végétaux qui limite, en relatif, les flux des filières à risque maximal et qui rend le contrôle plus accessible ;

– 4) une agriculture très compétitive avec des produits de qualité et une politique caractérisée par une forte volonté exportatrice, au service de laquelle des garanties sanitaires et phytosanitaires maximales constituent un atout indispensable.

S'il s'agit effectivement d'un modèle pour le niveau d'exigence et d'organisation, il ne garantit cependant pas une absence de risque totale, notamment en raison d'analyses sur échantillon pour un certain nombre de produits autorisés et d'importations frauduleuses toujours envisageables. Une extrapolation à d'autres pays est possible mais pour des zones géographiques présentant les mêmes caractéristiques, notamment en matière de flux de produit agricoles et de populations.

La juxtaposition du dispositif de ces îles avec les critères de surveillance exigés par la CIPV posent l'alternative qui est offerte à la Nouvelle-Calédonie pour faire évoluer son dispositif de biosécurité :

– adopter le dispositif néo-zélandais dans lequel, en l'absence d'évaluation laissant exister le doute, l'interdiction d'introduction est la règle ;

– améliorer le dispositif actuel qui répond globalement aux exigences de la CIPV, à savoir une espèce connue comme nuisible à l'extérieur de la Nouvelle-Calédonie grâce à un dispositif d'ARP performant, et identifiée comme non présente en Nouvelle-Calédonie entraîne une interdiction d'introduction de l'organisme ou de son support végétal et une surveillance renforcée sur l'organisme ou la plante qui le porte.

Ces améliorations, nécessaires dans le cas de l'adoption de la seconde alternative, seront abordées dans le point suivant en considérant que toutes les évolutions ne sont pas possibles dans un délai court. Un ordre de priorité au sein des évolutions sera donc proposé. Une consolidation de ces propositions sera faite au niveau du collège des experts dans la réponse à la Question 12 (Coléno, ce volume).

 © IRD, 2006

Analyse des atouts et des limites des dispositifs de quarantaine et de surveillance néo-caledoniens pour la prise en compte de la composante environnementale de la surveillance (espèces envahissantes)

Atouts de la Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est une île caractérisée par un isolement relatif avec seulement 2 points d'entrées principaux (1 port, 1 aéroport). Les vols en provenance des différents continents, et notamment d'Europe, ne sont pas directs vers l'île et font l'objet d'un transit, soit par le Japon, soit par l'Australie, soit par la Nouvelle-Zélande. Cette caractéristique limite *a priori* les risques d'introduction fortuite d'organismes, transportés de façon passive dans les avions, à partir de ces trois pays.

Ces caractéristiques sont de nature à faciliter la surveillance et n'éliminent cependant pas les risques liés à des organismes présents de façon passive dans les containers correspondant soit au fret maritime, soit au fret aérien.

L'essentiel de l'effort d'inspection concernera ces sites, ce qui suppose le développement d'une surveillance solide sur, et autour, de ces points d'entrée pour des organismes introduits de façon accidentelle ou passive (containers, soutes des avions).

Pour la surveillance sur les points d'entrée, la Nouvelle-Calédonie dispose d'une organisation clairement établie, avec une répartition des tâches entre les services des douanes et de la DAVAR qui représente l'Organisation nationale de la protection des végétaux conforme à la CIPV donc opposables aux différents pays exportateurs.

Limites de la Nouvelle-Calédonie

Ces atouts ne suffisent cependant pas à considérer les dispositifs actuels comme totalement opérationnels et suffisants pour assurer un dispositif de biosécurité totalement satisfaisant. Différents points, que nous allons détailler, ont été relevés comme déficients.

Le dispositif réglementaire

Le dispositif réglementaire à l'importation s'articule autour d'une liste négative limitée, même si des mesures spécifiques permettent cependant une prise en compte élargie des organismes. Diverses lacunes ont notamment été relevées pour les organismes nuisibles animaux, avec seulement 2 familles d'arthropodes prises en compte de façon générique, les autres arthropodes n'étant pas couverts à l'instar de la plupart des autres animaux, des organismes nuisibles potentiels pour les végétaux, dont les mammifères.

L'amélioration du dispositif réglementaire pourrait s'inspirer sans coût particulier de la Délibération n° 95-257 prise par l'assemblée territoriale de la Polynésie française (annexe A 4.7). Cependant, au-delà de la déclaration d'intention, l'identification et l'encadrement réglementaire des différents termes du risque restent incontournables.

En l'état actuel, le dispositif réglementaire de Nouvelle-Calédonie n'assure qu'une prise en compte des organismes nuisibles aux végétaux ; le terme nuisible ne précise pas le caractère de nuisibilité, végétaux ou environnement, la définition de la CIPV limitant ce terme aux végétaux.

Parmi les carences les plus nettes du dispositif réglementaire, carence potentiellement en cours de correction au moment de la rédaction de ce rapport, il a été noté l'absence de réglementation pour la circulation et la commercialisation des plantes et des organismes potentiellement envahissants sur le territoire.

Le dispositif de surveillance

Sa mise en œuvre pratique est prévue dans les textes mais les dispositions pratiques ne sont pas suffisamment spécifiées, notamment le cadre de la répartition des tâches entre les organismes dépendant du gouvernement et ceux dépendant des provinces. Cette clarification ne doit pas entraîner de coût particulier, tout au moins concernant la partie rédaction des obligations des différentes structures, répartition claire qui doit se faire sans redondance et sans compartiment de surveillance vide d'acteur effectif.

Le dispositif organisationnel

Le dispositif organisationnel supporte davantage d'évolutions, il a été noté :

- une absence de station de quarantaine pour les organismes vivants ;
- une absence de laboratoire effectif pour identifier les organismes à problème ;
- une absence de contrôle effectif des pépinières ne permettant pas une quelconque maîtrise du risque de multiplication et de dissémination d'espèces envahissantes sur le territoire, sur un support végétal autorisé ou constituant elles-mêmes la source du risque (cette carence est liée à un manque de clarification dans le détail des missions de chaque structure mais aussi, vraisemblablement, à des moyens humains insuffisants pour la mettre en œuvre) ;
- une absence de réseau de surveillance structuré et de protocole de surveillance commun ;
- une prise en compte limitée des nouvelles menaces, en terme d'introduction plus ou moins volontaire d'organismes potentiellement envahissants, liées à l'introduction d'espèces végétales ou animales par les résidents ou par les populations arrivant sur l'île pour participer à l'exploitation des gisements miniers. Ces populations devront faire l'objet d'une prise en compte spécifique associant surveillance et éducation.

Propositions pour une amélioration du dispositif de biosécurité néo-calédonien

Toutes ces propositions, préalables à la Question 12, serviront de support à cette dernière (Coléno, ce volume). Dans cette partie, elles passeront du statut de propositions à celui de recommandations, après consolidation et intégration des avis des différents experts.

 © IRD, 2006

Première option : amélioration du dispositif existant

Mesures à caractère général

Maintenir une production significative de produits végétaux destinés à la consommation pour limiter les flux d'importation sur des produits sensibles.

Mieux identifier les actions de surveillance et les acteurs, définir la répartition des rôles province / territoire.

Mesures particulières

L'ordre de priorité va de 1 (urgent) à 3 (utile mais suppose la réalisation des modifications en priorité 1 préalablement).

Voici les nouveaux outils de biosécurité :

– Bâtir une activité d'analyse phytosanitaire spécifique fonctionnant aussi pour les espèces envahissantes prises en compte par la CIVP (laboratoire) à confier au laboratoire rattaché à la DAVAR **(priorité 1.1**). À titre d'exemple, on peut considérer en première évaluation pour la phase de démarrage qu'un bâtiment d'au minimum 70 m2 dédié est nécessaire – 1 ingénieur et 2 techniciens – des moyens optiques d'identification et appareil photo numérique spécifique (2 microscopes et 2 loupes binoculaire) – une chambre d'isolement ou une hôte à flux laminaire - 1 véhicule – environ 30 000 euros / an de fonctionnement – 3 ordinateurs) – et un partage du matériel lourd avec le laboratoire vétérinaire : autoclave, matériel PCR, Elisa.

– Développer un dispositif d'analyse de risque autour de la DAVAR ou en relation avec des organismes de recherche présents sur l'île (IRD ou IAC) (priorité 2.1).Identification des organismes à risque en fonction de leur biologie, de leurs hôtes, de leur présence dans des pays ayant des échanges avec la Nouvelle-Calédonie, de l'analyse des flux et des milieux de la Nouvelle-Calédonie.

– Identifier à l'extérieur du territoire ou construire sur l'archipel une station de quarantaine unique qui servira de « SAS » pour toutes les plantes destinées à la multiplication sur l'île. Cette période de quarantaine permettra la réalisation des tests et des observations indispensables pour s'assurer de l'absence d'organismes nuisibles (priorité 2.2).

Mesures réglementaires additionnelles

– Compléter la réglementation sur les bases des propositions faites dans les thèmes 2 et 3, à savoir : compléter la réglementation pour la prise en compte élargie des parasites animaux non présents en Nouvelle-Calédonie, intégrer les risques liés au bois d'emballage et de calage au sens de la NIMP n° 15 (priorité 1.2).

– Privilégier les importations depuis les pays indemnes d'organismes nuisibles redoutés ou systématiser les traitements présentant des efficacités (quasi) totales sur les organismes redoutés : traitement par le froid pour les mouches des fruits, fumigation biocides pour les fleurs coupées, traitement KD ou fumigation biocide pour le bois, etc., et assurer un contrôle de la réalité du traitement (certificats, logo) (priorité 2.1).

– Identifier des organismes ou produits végétaux présentant des risques pour les îles Loyauté, et prendre des mesures réglementaires pour éviter cette extension suite à des introductions par voie aérienne ou maritime (priorité 2.2). Ces restriction doivent bien entendu aussi s'appliquer aux agents de lutte biologique (NIMP n° 3).

– Dans l'hypothèse d'une orientation renforcée vers un dispositif de sécurité maximale, rappelons que la délibération n° 95-257 du 14 décembre 1995 du Gouvernement de Polynésie française (annexe 4.7) peut constituer un modèle pour l'adoption d'une réglementation de protection complète des milieux, en application du principe de précaution, justifié par les caractéristiques particulières de la Nouvelle-Calédonie en matière de biodiversité. La mise en œuvre pratique de cette réglementation suppose cependant des travaux préalables d'inventaire et d'analyse de risque conséquents notamment pour l'établissement de la liste positive des espèces pouvant circuler plus ou moins librement. Cette réglementation suit le principe de précaution avec établissement d'une liste positive des espèces autorisées, d'une liste négative des espèces identifiées comme interdites et la mise en avant du principe de non introduction des espèces non présentes sur le territoire. Considérant qu'une réglementation pour être efficace doit être applicable dans des délais raisonnables, et considérant la masse de travail à réaliser en Nouvelle-Calédonie avant l'application d'une telle réglementation, cette dernière est donc proposée, mais en priorité 3.

Inspections ou mesures de surveillance nouvelles

– Mettre en place un dispositif utile d'inspection systématique des containers (intérieur et extérieur), soutes d'avions, cales de bateaux, mais en tenant compte que cette voie ne constitue pas la voie d'entrée majeure des organismes nuisibles pour les plantes (priorité 3).

– Mettre en place un dispositif d'inspection systématique des véhicules importés (priorité 3) avec une attention particulière pour ceux qui sont utilisés dans le cadre de l'activité agricole ou forestière (priorité 1.2).

– Développer un contrôle des colis postaux, notamment avec des appareil RX (priorité 2.1).

– Procéder à une inspection régulière et sérieuse des pépinières et de toute exploitation produisant ou multipliant du matériel végétal diffusé sur l'île (priorité 1.1).

– Mise en place de dispositifs de surveillance, surveillance générale (point de surveillance de biosécurité et tournée) ou surveillance spécifique, ou prospections ponctuelles au sens de la NIMP n° 6. Cette surveillance est indispensable pour justifier les dispositions prises par la Nouvelle-Calédonie concernant les organismes considérés comme de quarantaine. Elle a également pour objet de détecter des organismes présents de façon très limitée ou « en sommeil », faute de conditions permettant leur développement. Cette détection précoce permettra une gestion adéquate dans l'hypothèse d'un changement d'état du milieu favorisant leur développement (priorité 2.1).

– Assurer une inspection pour les organismes ou produits végétaux présentant des risques pour les îles Loyauté, introduction par voie aérienne ou maritime – aéroport de la Tontouta et port de Nouméa (priorité 3).

– La surveillance intra-territoriale concernera les zones proches des sites des principaux points d'entrée (priorité 2.1) et sera rapidement étendue à l'ensemble du territoire (priorité 2.2).

La surveillance pourra être construite sur la base des dispositifs complets de surveillance du territoire français (réseau de biovigilance) (**priorité 3**) ou suisse (Hintermann et *al*., 2002) s'appuyant sur des *baselines* complétés par les réseaux de surveillance étendus (Annexe 4.4). Mais l'ampleur pour la Nouvelle-Calédonie des investissements listés précédemment est suffisant pour ne pas considérer comme prioritaire les dispositifs les plus complexes et coûteux et de recommander, dans un premier temps, les dispositifs plus classiques développés dans l'annexe 4.4, et absents en Nouvelle-Calédonie aujourd'hui (**priorité 1.2**).

La démarche de la Suisse, pour le suivi systématique de la biodiversité des espèces, est déjà ancienne avec le « Monitoring de la biodiversité en Suisse » décrit rapidement en annexe 4.6.

Cette activité a pour finalité une analyse des impacts des activités humaines, mais participe aussi de façon générique à la détection d'un nouvel organisme, ou sert à mesurer les effets de l'introduction des espèces envahissantes.

La France développe depuis 2002 le même type de dispositif, opérationnel pour la flore des parcelles cultivées. Il est en cours d'adaptation pour les autres organismes nuisibles. Il complète des dispositifs de surveillance plus large, basés sur des prospections, des réseaux de piégeage spécifiques et des réseaux d'observation liés à l'activité d'avertissement agricole.

Seconde option : Organisation d'un dispositif totalement nouveau

Il s'agit d'un dispositif plus global, s'appuyant sur le modèle néo-zélandais. Cette option est traitée dans la Question 10 (Sheppard et *al*., ce volume).

 © IRD, 2006

Glossaire de la Convention internationale pour la protection des végétaux (révisé 2004)

action d'urgence	**Action phytosanitaire** menée rapidement en cas de situation phytosanitaire nouvelle ou imprévue [CIMP, 2001]
action phytosanitaire	Toute opération **officielle** - **inspection**, **analyse**, **surveillance** ou **traitement** – entreprise pour appliquer des réglementations ou procédures phytosanitaires [CIMP, 2001]
agent de lutte biologique	**Auxiliaire**, **antagoniste**, **compétiteur** ou autre entité biologique capable de s'auto reproduire utilisé dans la lutte contre les organismes nuisibles [NIMP N° 3, 1996]
agrément (d'un **envoi**)	Vérification de la conformité à la **réglementation phytosanitaire** [FAO, 1995]
analyse	Examen **officiel**, autre que visuel, permettant de déterminer la présence ou l'absence d'**organismes nuisibles**, ou le cas échéant, de les identifier [FAO, 1990; révisée FAO, 1995;CEMP, 1999; ICPM, 2002 précédemment **test**]
analyse du risque phytosanitaire	Processus consistant à évaluer les preuves biologiques ou autres données scientifiques ou économiques pour déterminer si un **organisme nuisible** doit être réglementé, et la sévérité des **mesures phytosanitaires** éventuelles à prendre à son égard [FAO, 1995; révisée CIPV, 1997]
antagoniste	**Organisme** (le plus souvent **pathogène**) qui n'occasionne pas de dégâts importants mais dont la présence protège ses hôtes des dégâts d'autres **organismes nuisibles** [NIMP N° 3,1996]
apparition d'un foyer	Population récemment détectée d'un **organisme nuisible**, y compris une **incursion** ou une prolifération soudaine et importante d'une population déjà établie dans une **zone** donnée [FAO, 1995; révisée CIMP, 2003; précédemment **foyer**]
approche(s) systémique(s)	L'intégration de diverses mesures de **gestion du risque phytosanitaire**, parmi lesquelles au moins deux agissent indépendamment et permettent collectivement d'atteindre le niveau de protection phytosanitaire approprié [NIMP N° 14, 2002]
ARP	**Analyse du risque phytosanitaire** [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999; CIMP, 2001; précédemment **PRA**]
article réglementé	Tout **végétal**, **produit végétal**, lieu de stockage, emballage, moyen de transport, conteneur, terre et tout autre organisme, objet ou matériel susceptible de porter ou de **disséminer** des **organismes nuisibles** justifiant des **mesures phytosanitaires**, particulièrement pour tout ce qui concerne les transports internationaux [FAO, 1990; révisée CIPV, 1997]
autorité	L'**Organisation nationale de la protection des végétaux** ou tout autre organisme ou personne officiellement désigné par le gouvernement pour assumer les responsabilités définies dans le Code [NIMP N° 3, 1996]
auxiliaire	**Organisme** qui vit aux dépens d'un autre **organisme** et qui peut contribuer à limiter la population de son hôte, incluant les **parasitoïdes**, les **parasites**, les **prédateurs** et les **pathogènes** [NIMP N° 3, 1996]
Biotechnologie moderne	A. Application de techniques *in vitro* aux acides nucléiques, y compris la recombinaison de l'acide désoxyribonucléique (ADN) et l'introduction directe d'acides nucléiques dans des cellules ou organites, ou

	B. Fusion cellulaire d'organismes n'appartenant pas à une même famille taxonomique, qui surmontent les barrières naturelles de la physiologie de la reproduction ou de la recombinaison et qui ne sont pas des techniques utilisées pour la reproduction et la sélection de type classique [Protocole de Cartagena sur la prévention des risques biotechnologiques relatif à la Convention sur la diversité biologique, 2000]
bois	Catégorie de marchandises correspondant aux **grumes**, **bois scié**, copeaux ou **bois de calage**, avec ou sans écorce [FAO, 1990; révisée CIMP, 2001]
bois brut	**Bois** qui n'a subi aucune transformation ou **traitement** [NIMP N° 15, 2002]
bois de calage	**Matériau d'emballage en bois** utilisé pour caler ou soutenir une marchandise mais qui ne reste pas associé avec la marchandise [FAO, 1990; révisée NIMP N° 15, 2002]
bois exempt d'écorce	**Bois** duquel a été retiré toute trace d'écorce excepté l'aubier, l'écorce incluse dans les nœuds et celle coincée entre les anneaux de croissance annuelles [NIMP N° 15, 2002]
bois scié	**Bois** scié en longueur ou équarri avec ou sans sa surface ronde naturelle, avec ou sans écorce [FAO, 1990]
bulbes et tubercules	**Catégorie de marchandises** correspondant à des parties souterraines dormantes de **végétaux** destinées à la **plantation** (y compris les oignons et rhizomes) [FAO, 1990; révisée CIMP, 2001]
cartographie de dose	Mesure de la distribution de la **dose absorbée** dans la **charge opérationnelle** grâce à des **dosimètres** placés à des endroits déterminés [NIMP N° 18, 2003]
catégorie de marchandise	Groupe de **marchandises** similaires couvertes par une **réglementation phytosanitaire** commune [FAO, 1990]
catégorisation des organismes	Processus visant à déterminer si un **organisme nuisible** présente ou non les caractéristiques **nuisibles** d'un **organisme de quarantaine** ou celles d'un **organisme réglementé non de quarantaine** [NIMP N° 11, 2001]
certificat	Document **officiel** attestant l'état **phytosanitaire** d'un **envoi** soumis à la **réglementation phytosanitaire** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]
certificat phytosanitaire	**Certificat** conforme aux modèles préconisés par la **CIPV** [FAO, 1990; révisée CEMP, 1999]
certification phytosanitaire	Utilisation de **méthodes phytosanitaires** permettant la délivrance d'un **certificat phytosanitaire** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
champ	Parcelle de terre, bien délimitée à l'intérieur d'un **lieu de production**, sur laquelle des **végétaux** destinés à constituer une **marchandise** sont cultivés [FAO, 1990; révisée CEMP, 1999]
charge opérationnelle	Volume de matériel ayant une configuration de charge spécifique et traité comme une entité unique [NIMP N° 18, 2003]
CIPV	**Convention internationale pour la protection des végétaux**, déposée en 1951 à la FAO (Rome) et amendée depuis [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CIMP, 2001]

Commission	La Commission des **mesures phytosanitaires** créée en vertu de l'article XI [CIPV, 1997]
Compétiteur	**Organisme** qui concurrence les **organismes nuisibles** pour les éléments essentiels du milieu (par exemple, nourriture, abri) [NIMP N° 3, 1996]
Contamination	Présence dans une **marchandise**, un lieu de stockage, un moyen de transport ou un conteneur, d'**organismes nuisibles** ou d'autres **articles réglementés**, sans qu'il y ait **infestation** (voir **infestation**) [CEMP, 1997; révisée CEMP, 1999]
Convention internationale pour la protection des végétaux	Convention internationale pour la protection des végétaux, déposée à la FAO (Rome) en 1951 et amendée depuis [FAO, 1990]
déclaration supplémentaire	Déclaration à faire figurer sur le **certificat phytosanitaire** lorsque cela est requis par le pays importateur; cette déclaration donne des renseignements précis et complémentaires sur l'état **phytosanitaire** de l'**envoi** [FAO, 1990]
denrée stockée	**Produit végétal** non manufacturé destiné à la consommation ou à la transformation, entreposé à l'état sec (comprenant notamment les **grains**, les **fruits** et les **légumes** secs)[FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
détention	Maintien **officiel** d'un **envoi**, en dépôt en isolement, pour motif **phytosanitaire** (voir **quarantaine**) [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]
dévitalisation	Procédure rendant les végétaux ou **produits végétaux** incapables de germer, de se développer ou de se reproduire [CIMP, 2001]
dissémination	Extension de la distribution géographique d'un **organisme nuisible** à l'intérieur d'une **zone** [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999]
écorçage	Enlèvement de l'écorce des **grumes** (le produit après **écorçage** n'est pas nécessairement exempt d'écorce) [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]
écosystème	Ensemble formé d'**organismes** et de leur milieu constituant une unité écologique définie (naturelle ou modifiée par l'homme, par exemple, un agro-**écosystème**), indépendamment des frontières politiques [NIMP N° 3, 1996]
écozone	**Zone** présentant une faune, une flore et un climat suffisamment uniformes pour susciter les mêmes préoccupations en matière d'introduction d'agents de lutte biologique [NIMP N° 3, 1996]
efficacité (du traitement)	Effet défini, mesurable et reproductible obtenu par un **traitement** prescrit [NIMP N° 18, 2003]
emballage	Matériau utilisé pour soutenir, protéger ou contenir une **marchandise** [NIMP N° 20, 2004]
enrayement	Application de **mesures phytosanitaires** dans ou autour d'une **zone** infestée afin de prévenir la **dissémination** d'un **organisme nuisible** [FAO, 1995]
entrée (d'un **envoi**)	Arrivée, par un **point d'entrée**, dans une **zone** [FAO, 1995]
entrée (d'un **organisme nuisible**)	Arrivée d'un **organisme nuisible** dans une **zone** où il est absent ou présent mais non largement disséminé et faisant l'objet d'une **lutte officielle** [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999]

envoi	Ensemble de **végétaux**, de **produits végétaux** et/ou d'autres articles expédiés d'un pays à un autre et couvert, si nécessaire, par un seul **certificat phytosanitaire** (un **envoi** peut être composé de plusieurs marchandises ou **lots**) [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CIMP, 2001]
envoi en transit	Un **envoi** qui n'est pas importé dans un pays mais traverse ce dernier à destination d'un autre et qui est soumis à des mesures officielles qui garantissent qu'il reste intact et ne fait pas l'objet de fractionnement, ni de groupage avec d'autres **envois** ou de renouvellement de son emballage [FAO, 1990; révisée CEMP, 1996; CEMP, 1999; CIMP, 2002 précédemment **pays de transit**]
envoi ré-exporté	**Envoi** importé dans un pays à partir duquel il est ensuite exporté. L'**envoi** peut faire l'objet d'entreposage, de fractionnement, de groupage avec d'autres **envois** ou de renouvellement de son emballage [FAO, 1990; révisée CEMP, 1996; CEMP, 1999; CIMP, 2002]
équivalence	Caractéristique de **mesures phytosanitaires** qui ne sont pas identiques mais qui ont les mêmes effets [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999; défini sur les bases de l'Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires de l'Organisation mondiale du commerce]
éradication	Application de **mesures phytosanitaires** afin d'éliminer un **organisme nuisible** d'une **zone** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; précédemment **éradiquer**]
établissement	Perpétuation, dans un avenir prévisible, d'un **organisme nuisible** dans une **zone** après son **entrée** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CIPV, 1997; précédemment **établi**]
établissement	(d'un Persistance, dans un avenir prévisible, d'un **agent de lutte biologique** dans une **zone agent de lutte biologique**) dans laquelle il est entré [NIMP N° 3, 1996]
évaluation du risque phytosanitaire	Évaluation de la probabilité d'**introduction** et de **dissémination** d'un **organisme nuisible** (pour les et des conséquences économiques potentielles qui y sont associées [FAO, 1995; révisée) NIMP N° 11, 2001]
exempt	(s'applique à un **envoi**, Dépourvu d'**organismes nuisibles** (ou d'un **organisme nuisible** déterminé) en nombres ou un **champ** ou un **lieu de** en quantités détectables par des **méthodes phytosanitaires** [FAO, 1990; révisée FAO, **production**) 1995; CEPM, 1999; précédemment **indemne**]
exotique	Non originaire d'un pays, d'un **écosystème** ou d'une **écozone** particulière (terme utilisé pour des **organismes** dont l'introduction intentionnelle ou accidentelle résulte d'une activité humaine). Dans la mesure où le présent Code concerne l'introduction **d'agents de lutte biologique** d'un pays dans un autre, le terme "**exotique**" est utilisé pour qualifier des **organismes** qui ne sont pas originaires d'un pays [NIMP N° 3, 1996]
filière	Tout moyen par lequel un **organisme nuisible** peut **entrer** ou se **disséminer** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
fleurs coupées et rameaux	**Catégorie de marchandises** correspondant à des parties de **végétaux** fraîchement coupées, destinées à la décoration et non à la **plantation** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CIMP, 2001; précédemment **fleurs et branches coupées**]
frais	Vivant, n'ayant pas subi de séchage, de congélation ou tout autre procédé de conservation [FAO, 1990]
fruits et légumes	**Catégorie de marchandises** correspondant aux parties fraîches de plantes, destinées à la consommation ou à la transformation et non à la **plantation** [FAO, 1990; révisée CIMP, 2001]

fumigation	**Traitement** utilisant un agent chimique qui atteint la **marchandise** entièrement ou en grande partie sous forme gazeuse [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
gamme de plantes hôtes	Espèces **végétales** susceptibles d'assurer, dans des conditions naturelles, la survie d'un **organisme nuisible** déterminé [FAO, 1990; révisée CEMP, 1999]
gestion du risque phytosanitaire	Évaluation et sélection des options permettant de réduire le risque d'**introduction** et de (pour les **organismes dissémination** d'un **organisme nuisible** [FAO, 1995; révisée NIMP N° 11, 2001] **de quarantaine**)
grain	**Catégorie de marchandises** correspondant aux graines destinées à la consommation ou à la transformation et non à la **plantation** (voir **semences**) [FAO, 1990; révisée CIMP, 2001]**gray (Gy)** Unité de **dose absorbée** où 1 Gy équivaut à l'absorption de 1 joule par kilogramme (1 Gy = 1 J.kg-1) [NIMP N° 18, 2003]
grume	**Bois** non scié en longueur ou équarri, gardant sa surface ronde naturelle, avec ou sans écorce [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
harmonisation	Développement, reconnaissance et application par différents pays de **mesures phytosanitaires** basées sur des **normes** communes [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999; défini sur les bases de l'Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires de l'Organisation mondiale du commerce]
imprégnation chimique	**Traitement** du **bois sous pression** avec un agent de conservation chimique sous pression, en conformité avec des spécifications techniques officiellement reconnues [NIMP N°15, 2002]
inactivation	Action de rendre les micro-organismes incapables de se développer [NIMP N° 18, 2003]
incursion	Population isolée d'un **organisme nuisible**, récemment détectée dans une **zone** donnée, non reconnue comme étant déjà établie mais dont la persistance est attendue dans l'immédiat [CIMP, 2003]
indemne	Voir **exempt**
infestation (d'une **marchandise**)	Présence dans une **marchandise** d'un **organisme** vivant **nuisible** au **végétal** ou au **produit végétal** concerné. L'**infestation** comprend également l'infection [CEMP, 1997; révisée CEMP, 1999]
inspecteur	Personne autorisée par une **Organisation nationale de la protection des végétaux** à remplir les fonctions de cette dernière [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
inspection	Examen visuel **officiel** de **végétaux**, de **produits végétaux** ou d'autres **articles réglementés** afin de déterminer la présence ou l'absence d'**organismes nuisibles** et/ou de s'assurer du respect de la **réglementation phytosanitaire** [FAO, 1990; révisée CEMP, 1999]
interception (d'un **envoi**)	**Refoulement** ou **entrée** conditionnelle d'un **envoi** importé résultant du non-respect de la **réglementation phytosanitaire** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
interception (d'un **organisme nuisible**)	Découverte d'un **organisme nuisible** lors de l'**inspection** ou de l'**analyse d'un envoi** importé [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1996]
interdiction	**Règlement phytosanitaire** interdisant l'importation ou la mise en circulation d'**organismes nuisibles** ou de **marchandises** déterminés [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]

introduction	**Entrée** d'un **organisme nuisible**, suivie de son **établissement** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CIPV, 1997]
introduction	**Lâcher** d'un **agent de lutte biologique** dans un **écosystème** où il n'est pas encore présent (d'un **agent de lutte biologique**) (voir **établissement**) [NIMP N° 3, 1996]
lâcher (dans l'environnement)	Libération intentionnelle d'un **organisme** dans l'environnement (voir **introduction** et **établissement**) [NIMP N° 3, 1996]
lâcher inondatif	**Lâcher** en très grand nombre d'un **agent de lutte biologique** invertébré, produit en masse, dans le but de réduire rapidement une population d'un **organisme nuisible** sans obtenir forcément un effet durable [NIMP N° 3, 1996]
législation	Loi, décret, règlement, directive ou autre arrêté administratif promulgué par un gouvernement [NIMP N° 3, 1996]
législation phytosanitaire	Lois de base, attribuant à une **Organisation nationale de la protection des végétaux** l'autorité légale lui permettant de formuler des **réglementations phytosanitaires** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]
libération (d'un **envoi**)	Autorisation d'**entrée** après **agrément** [FAO, 1995]
lieu de production	Tout lieu ou ensemble de **champs** exploités comme une seule unité de production agricole. Un **lieu de production** peut comprendre des sites de production conduits séparément pour des raisons phytosanitaires [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]
lieu de production exempt	**Lieu de production** où l'absence d'un **organisme nuisible** déterminé a été prouvée scientifiquement et où, au besoin, elle est maintenue pour une durée définie, par l'application de mesures officielles [NIMP N° 10, 1999]
liste d'organismes	Liste des **organismes nuisibles** qui infestent une espèce **végétale**, **nuisibles à un hôte** globalement ou dans une **zone** déterminée [CEMP, 1996; révisée CEMP, 1999]
liste d'organismes nuisibles	Liste des **organismes nuisibles** présents dans une **zone** et susceptibles d'être associés à une **marchandise** déterminée [CEMP, 1996; révisée CEPM, 1999]
lot	Ensemble d'unités provenant d'une même **marchandise**, identifiable par son homogénéité de composition, d'origine, etc. et faisant partie d'un **envoi** [CEMP, 1996; révisée CEMP, 1999]
lutte	(contre un **Suppression**, **enrayement** ou **éradication** de la population d'un **organisme nuisible organisme nuisible**) [FAO, 1995]
lutte biologique	Stratégie de **lutte** contre les **organismes nuisibles** qui fait appel aux **auxiliaires**,
antagonistes	ou **compétiteurs** et autres entités biologiques auto reproductibles [NIMP N° 3, 1996]
lutte biologique classique	**Introduction** intentionnelle et **établissement** permanent d'un **agent exotique de lutte biologique** dans un but de **lutte** à long terme [NIMP N° 3, 1996]
lutte officielle	Mise en application active des **réglementations phytosanitaires** à caractère obligatoire et application de procédures phytosanitaires à caractère obligatoire avec pour objectifs **l'éradication** ou **l'enrayement** des **organismes de quarantaine** ou la lutte contre des **organismes réglementés non de quarantaine**. (Voir Glossaire - Supplément N° 1) [CIMP, 2001]

marchandise	Type de **végétal**, de **produit végétal** ou autre article transporté lors d'échanges commerciaux ou pour d'autres raisons [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; CIMP, 2001]
marque	Cachet ou estampille officiel, mondialement reconnu appliqué sur un **article réglementé** pour attester de la situation phytosanitaire de ce dernier [NIMP N° 15, 2002]
matériau d'emballage en bois	**Bois** ou produit en bois (excepté les produits en papier) utilisés pour soutenir, protéger ou contenir une **marchandise** (y compris bois de calage) [NIMP N° 15, 2002]
matériau en bois transformé	Produits composite en **bois** fabriqués en utilisant la colle, la chaleur, la pression ou toute combinaison des méthodes précédentes [NIMP N° 15, 2002]
matériel génétique	**Végétaux** destinés à être utilisés dans des programmes de sélection et d'amélioration, ou de conservation [FAO, 1990]
mesure phytosanitaire	Toute **législation**, **réglementation** ou méthode **officielle** ayant pour objet de prévenir l'**introduction** -(interprétation convenue) et/ou la **dissémination** d'**organismes de quarantaine** ou de limiter l'incidence économique d'**organismes réglementés non de quarantaine** [FAO, 1995 révisée CIPV, 1997; CIMP, 2002]. *L'interprétation convenue du terme mesure phytosanitaire rend compte de la relation qui existe entre les mesures phytosanitaires et les organismes nuisibles réglementés non de quarantaine. Cette relation n'est pas convenablement reflétée dans la définition donnée dans l'article II de la CIPV (1997)*
mesure provisoire	**Réglementation** ou **procédure phytosanitaire** instaurée sans **justification technique** complète, faute d'informations suffisantes à ce moment là. Une **mesure provisoire** est assujettie à un examen périodique et à une justification technique complète dès que possible [CIMP, 2001]
mesures d'urgence	**Réglementation** ou **procédure phytosanitaire** adoptée de façon urgente lorsque la situation phytosanitaire est nouvelle ou imprévue. Une mesure d'urgence peut être provisoire mais ne l'est pas nécessairement [CIMP, 2001]
mesures phytosanitaires	**Mesures phytosanitaires** mises en place par des parties contractantes sur la base de normes **harmonisées** internationales [CIPV, 1997]
méthode phytosanitaire	Toute méthode **officielle** prescrite pour appliquer **des réglementations phytosanitaires**, notamment la réalisation d'**inspections**, d'**analyses**, de **surveillances** ou de **traitements** relatifs aux **organismes nuisibles réglementés** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; CIMP, 2001; précédemment **méthode de quarantaine**]
micro-organisme	Protozoaire, champignon, bactérie, virus ou autre entité biologique microscopique auto reproductible [NIMP N° 3, 1996]
milieu de culture	Toute matière dans laquelle poussent les racines de **végétaux**, ou qui est destiné à cet effet [FAO, 1990; révisée CEMP, 1999]
NIMP	**Norme internationale pour les mesures phytosanitaires** [CEMP, 1996; révisée CIMP, 2001]
Norme	Document, établi par consensus et approuvé par un organisme reconnu, qui fournit, pour des usages communs et répétés, des règles, des lignes directrices ou des caractéristiques, pour des activités ou leurs résultats, garantissant un niveau d'ordre optimal dans un contexte donné [FAO, 1995; définition de **ISO/IEC GUIDE 2:1991**]

Norme internationale	**pour Norme internationale** adoptée par la Conférence de la FAO, la Commission intérimaire des **mesures phytosanitaires** ou la Commission des **mesures phytosanitaires**, établie par la CIPV [CEMP, 1996; révisée CEMP, 1999]
normes internationales	**Normes** internationales établies conformément à l'article X paragraphes 1 et 2 [CIPV, 1997]
normes régionales	**Normes** établies par une **Organisation régionale de la protection des végétaux** à l'intention de ses membres [CIPV, 1997]
officiel	Établi, autorisé ou réalisé par une **Organisation nationale de la protection des végétaux** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
ONPV	**Organisation nationale de la protection des végétaux** [FAO, 1990; révisée CIMP, 2001] **Organisation nationale de** Service **officiel** institué par un gouvernement pour mettre en œuvre les fonctions **de protection des végétaux** spécifiées par la **CIPV** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; précédemment **Organisation nationale pour la protection des végétaux**]
Organisation régionale de la protection des végétaux	Organisation intergouvernementale chargée des fonctions précisées dans l'article IX de la **CIPV** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; précédemment **Organisation régionale pour la protection des végétaux**]
Organisme	Entité biologique capable de s'auto reproduire ou de se multiplier; animaux vertébrés ou invertébrés, **végétaux** et **micro-organismes** [NIMP N° 3, 1996]
organisme de quarantaine	**Organisme nuisible** qui a une importance potentielle pour l'économie de la **zone menacée** et qui n'est pas encore **présent** dans cette **zone** ou bien qui y est présent mais n'y est pas largement disséminé et fait l'objet d'une **lutte officielle** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; **CIPV**, 1997]
organisme non de quarantaine	**Organisme nuisible** qui n'est pas un **organisme de quarantaine** pour une **zone** donnée [FAO, 1995]
organisme nuisible	Toute espèce, souche ou biotype de végétal, d'animal ou d'agent **pathogène** nuisible pour les **végétaux** ou **produits végétaux** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CIPV, 1997]
organisme nuisible contaminant	**Organisme nuisible** véhiculé par une **marchandise** mais ne l'infestant pas, s'il s'agit de **végétaux** et **produits végétaux** [CEMP, 1996; révisée CEMP, 1999]
organisme nuisible réglementé	**Organisme de quarantaine** ou **organisme réglementé non de quarantaine** [CIPV, 1997]
organisme réglementé non de quarantaine	**Organisme nuisible** qui n'est pas un **organisme de quarantaine,** dont la présence dans les **de quarantaine végétaux** destinés à la **plantation** affecte l'**usage prévu** de ces **végétaux**, avec une incidence économique inacceptable et qui est donc réglementé sur le territoire de la partie contractante importatrice [CIPV, 1997]
organisme vivant modifié	Tout organisme vivant possédant une combinaison de matériel génétique inédite obtenue par recours à la **biotechnologie moderne** [*Protocole de Cartagena sur la prévention des risques biotechnologiques relatif à la Convention sur la diversité biologique*, 2000
ORNQ	**Organisme réglementé non de quarantaine** [NIMP N° 16, 2002]

ORPV	**Organisation régionale de la protection des végétaux** [FAO, 1990; révisée CIMP, 2001]
OVM	**Organisme vivant modifié** [NIMP N° 11, 2004]
Parasite	**Organisme** vivant dans ou sur un **organisme** de plus grande taille, en s'alimentant à ses dépens [NIMP N° 3, 1996]
Parasitoïde	Arthropode **parasite** seulement aux stades immatures, qui détruit son hôte au cours de son développement et qui vit à l'état libre lorsqu'il est adulte [NIMP N° 3, 1996]
Pathogène	**Micro-organisme** qui provoque une maladie [NIMP N° 3, 1996]
pays d'origine	(d'**articles** Pays dans lequel les **articles réglementés** ont pour la première fois été exposés à la ? ? ?
réglementés	autres que des contamination par des **organismes nuisibles** [FAO, 1990; révisée CEMP, 1996; CEMP, 1999]
pays d'origine	(d'un envoi de Pays dans lequel les **végétaux** dont les **produits végétaux** sont issus ont été cultivés [FAO, **produits végétaux** 1990; révisée CEMP, 1996; CEMP, 1999]
pays d'origine	Pays dans lequel les **végétaux** ont été cultivés [FAO, 1990; révisée CEMP, 1996; CEMP, 1999] (d'un **envoi** de **végétaux**)
période de végétation (d'une espèce végétale)	Période de croissance active durant une **saison de végétation** [CIMP, 2003]
permis d'importation	Document **officiel** autorisant l'importation d'une **marchandise** conforme à des exigences **phytosanitaires** déterminées [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; précédemment **autorisation d'importation**]
Permis d'importation	(d'un Document **officiel** autorisant l'importation (d'un **agent de lutte biologique**) conformément **agent de lutte biologique**) à des exigences déterminées [NIMP N° 3, 1996]
pesticide biologique	Terme générique sans définition particulière, mais généralement appliqué au un **agent de** (**biopesticide**) **lutte biologique**, le plus souvent un **pathogène**, formulés et appliqués d'une manière analogue à un pesticide chimique et normalement utilisé pour réduire rapidement une population d'**organismes nuisibles** pour une **lutte** à court terme [NIMP N° 3, 1996]
plantation	(y compris Toute opération de mise en place de **végétaux** dans un **milieu de culture**, ou de greffage **replantation)** ou autres opérations analogues, en vue d'assurer la croissance, la reproduction ou la multiplication ultérieure de ces végétaux [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; précédemment **planter** (et **replanter**)]
point de maîtrise du risque	Une étape dans un système où des procédures spécifiques peuvent être appliquées pour atteindre un résultat précis qui peut être mesuré, surveillé, maîtrisé et corrigé [NIMP N° 14, 2002]
point d'entrée	Aéroport, port maritime ou poste de frontière terrestre officiellement désigné pour l'importation d'**envois**, et/ou l'arrivée de passagers [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999]

pratiquement exempt	S'applique à un **envoi**, un **champ** ou un **lieu de production**, dépourvu d'**organismes nuisibles** (ou d'un **organisme nuisible** déterminé) en nombre ou en quantité supérieure à ce qui résulterait de l'application de bonnes pratiques culturales et de manipulation lors de la production et de la commercialisation de la **marchandise** [FAO, 1990 ; révisée FAO, 1995]
pré-agrément	**Certification phytosanitaire** et/ou **agrément** dans le **pays d'origine**, réalisée par ou sous le contrôle régulier de l'**Organisation nationale de la protection des végétaux** du pays de destination [FAO, 1990 ; révisée FAO, 1995]
prédateur	**Auxiliaire** qui s'empare d'autres **organismes** animaux et s'en nourrit, et qui en tue plus d'un au cours de sa vie [NIMP N° 3, 1996]
présence	Un **organisme nuisible** est dit présent dans une **zone** s'il est officiellement reconnu qu'il y est indigène ou **introduit** et/ou sans déclaration **officielle** de son **éradication** [FAO, 1990 ; révisée FAO, 1995 ; CIMP, 2002]
présent naturellement	Se dit d'un composant d'un **écosystème** ou d'une sélection issue d'une population naturelle, qui n'a pas été modifiée par des moyens artificiels [NIMP N° 3, 1996]
procédure de vérification de conformité (pour un **envoi**)	Méthode **officielle** utilisée pour vérifier la conformité d'un **envoi** aux exigences phytosanitaires en vigueur [CEMP, 1999]
produits végétaux	Produits non manufacturés d'origine **végétale** (y compris les **grains**), ainsi que les produits manufacturés qui, étant donné leur nature ou celle de leur transformation, peuvent constituer un risque d'**introduction** ou de **dissémination** des **organismes nuisibles** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CIPV, 1997; précédemment **produit végétal**]
prospection	Procédé officiel appliqué pendant un laps de temps limité, pour définir les caractéristiques d'une population d'**organismes nuisibles** ou déterminer quelles espèces sont présentes dans une **zone** donnée [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1996; CEMP, 1999; précédemment **enquête**]
prospection de délimitation	**Prospection** réalisée afin de définir les limites de la **zone** considérée comme infestée par un **organisme nuisible** ou comme en étant **exempte** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; précédemment **enquête/prospection sur l'étendue géographique**]
prospection de repérage	**Prospection** réalisée dans une **zone** afin de déterminer si des **organismes nuisibles** y sont présents[FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; précédemment **prospection sur la présence**]
prospection de suivi	**Prospection** continue réalisée afin de vérifier les caractéristiques d'une population d'**organismes nuisibles** [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999; précédemment **prospection de population**]
quarantaine	Confinement **officiel** d'**articles réglementés**, pour observation et recherche ou pour **inspection, analyses** et/ou **traitements** ultérieurs [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]
quarantaine (d'un **agent**	**Détention officielle** des **agents de lutte biologique** soumis à la **réglementation phytosanitaire** pour observation, recherche ou pour inspection et/ou **analyses** ultérieures [NIMP N° 3, 1996]
quarantaine intermédiaire	**Quarantaine** dans un pays autre que le **pays d'origine** ou de destination [CEMP, 1996]

quarantaine post-entrée	**Quarantaine** appliquée à un **envoi** après son **entrée** [FAO, 1995]
quarantaine végétale	L'ensemble des activités qui visent à prévenir l'**introduction** et/ou la **dissémination** d'**organismes de quarantaine** ou à assurer une **lutte officielle** à leur encontre [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999]
rayonnements ionisants	Particules chargées ou ondes électromagnétiques qui, suite à des interactions physiques, créent des ions par des processus primaires ou secondaires [NIMP N° 18, 2003]
refoulement	Refus d'importer un **envoi** ou autre **article réglementé** non conforme à la **réglementation phytosanitaire** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995]
réglementation phytosanitaire	Ensemble de règlements **officiels** visant à prévenir l'**introduction** et/ou la **dissémination d'organismes de quarantaine**, ou à limiter les effets économiques des **organismes réglementés non de quarantaine**, notamment l'établissement de procédures pour la **certification phytosanitaire** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; CIMP, 2001]
réponse requise	Niveau d'effet spécifié pour un **traitement** donné [NIMP N° 18, 2003]
replantation	Voir **plantation**
restriction	**Réglementation phytosanitaire** qui autorise l'importation ou la mise en circulation de **marchandises** déterminées, à condition que des exigences spécifiques soient respectées [CEMP, 1996; révisée CEMP, 1999]
saison de végétation	Une période ou des périodes de l'année pendant lesquelles les **végétaux** ont une croissance active dans une **zone**, un lieu ou un site de production donné [FAO, 1990; révisée CIMP, 2003; précédemment **période de végétation**]
séchage à l'étuve	Procédure selon laquelle le **bois** est séché dans une enceinte fermée en utilisant la chaleur et/ou le contrôle d'humidité pour atteindre un taux d'humidité requis [NIMP N° 15, 2002]
Secrétaire	Le **Secrétaire** de la **Commission** nommé conformément à l'article XII [CIPV, 1997]
Semences	Catégorie de marchandises correspondant aux graines à semer ou destinées à la **plantation** et non à la consommation ou à la transformation (voir **grain**) [FAO, 1990; révisée CIMP, 2001]
signalement d'un	Document fournissant des informations concernant la présence ou l'absence d'un **organisme nuisible organisme nuisible** déterminé, à une époque et en un lieu précis, à l'intérieur d'une **zone** (généralement un pays) et dans des circonstances décrites [CEMP, 1997; révisée CEMP, 1999]
site de production exempt	Partie bien délimitée d'un **lieu de production**, où l'absence d'un **organisme nuisible** déterminé a été prouvée scientifiquement et où, au besoin, elle est maintenue pour une durée définie, par l'application de mesures officielles, et qui est gérée comme une unité distincte mais conduite de la même manière qu'un **lieu de production exempt d'organismes nuisibles** [NIMP N° 10, 1999]
situation d'un	Constat **officiel** établi sur la **présence** ou l'absence actuelle d'un **organisme nuisible** dans une **zone**, y compris le cas échéant, sa répartition géographique évaluée (dans une **zone**) par jugements d'experts à partir de **signalements** récents et anciens et d'autres informations pertinentes [CEMP, 1997; révisée CIMP, 1998]

situation transitoire	**Présence** d'un **organisme nuisible** dont l'**établissement** n'est pas attendu [NIMP N° 8]
spécificité	Gamme des hôtes d'un **agent de lutte biologique** allant de l'agent hyper spécialisé qui se développe sur une seule espèce ou souche de son hôte (monophage), à l'agent généraliste avec un nombre d'hôtes élevé appartenant à plusieurs groupes d'**organismes** (polyphage) [NIMP N° 3, 1996]
station de quarantaine	Centre **officiel** servant à la détention de **végétaux** ou **produits végétaux** soumis à la **quarantaine** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; précédemment **local de quarantaine**]
suivi	Processus **officiel**, ayant pour objet la vérification des situations phytosanitaires [CEMP, 1996; révisée CEMP, 1999; précédemment **monitorage**]
suppression	Application de **mesures phytosanitaires** dans une **zone** infestée en vue de réduire les populations d'**organismes nuisibles** [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999]
surveillance	Procédé **officiel** qui consiste à collecter et à enregistrer des données sur la **présence** ou l'absence d'**organismes nuisibles** dans une **zone** donnée en utilisant la **prospection**, le **suivi** ou d'autres méthodes [CEMP, 1996; révisée CEMP, 1999]
surveillance générale	Dispositif de surveillance permettant d'appréhender un ensemble d'organismes nuisibles dans un milieu donné. Les dispositifs de prospection ou de piégeage seront polyvalents, ces dispositif peuvent s'appuyer sur des points zéro préalables.
surveillance spécifique	Dispositif de surveillance permettant d'établir l'absence ou la présence d'un organisme nuisible attendu et recherché spécifiquement, de cerner son extension et sa fréquence. Le dispositif de prospection ou de piégeage s'intéresse spécifiquement à cet organisme qui sera recherché dans les milieux qui lui sont les plus favorables avec les outils de détection qui lui sont spécifiques
techniquement justifié	Justifié sur la base des conclusions d'une **analyse** appropriée du **risque phytosanitaire** ou, le cas échéant, d'autres examens ou évaluations comparables des données scientifiques disponibles [CIPV, 1997]
traitement	Procédure officielle autorisée pour la destruction, l'**inactivation**, l'élimination ou la stérilisation d'organismes nuisibles, ou pour la **dévitalisation** [FAO, 1990; révisée NIMP N° 15, 2002; NIMP N° 18, 2003]
traitement thermique	Procédure selon laquelle une **marchandise** est chauffée jusqu'à ce qu'elle atteigne une température minimale pour une période de temps minimum conformément à une spécification technique officiellement reconnue [NIMP N° 15, 2002]
transit	Voir **envoi en transit**
transparence	Principe de la mise à disposition internationale des **mesures phytosanitaires** et de leur justification [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999; défini sur les bases de l'Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires de l'Organisation mondiale du commerce]
trouver exempt	**Inspecter** un **envoi**, un **champ** ou un **lieu de production** et l'estimer **exempt** d'un **organisme nuisible** déterminé [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; précédemment **trouver indemne**]
usage prévu	Usage déclaré pour lequel des **végétaux**, **produits végétaux** ou d'autres **articles réglementés** sont importés, produits ou utilisés [NIMP N° 16, 2002]

végétaux	Plantes vivantes et parties de plantes vivantes, y compris les **semences** et le **matériel génétique** [FAO, 1990; révisée CIPV, 1997]
végétaux destinés à	**Végétaux** destinés à rester en terre, à être **plantés** ou à être **replantés** [FAO, 1990; révisée **la plantation** FAO, 1995]
végétaux *in vitro*	Catégorie de marchandise correspondant à des plantes cultivées sur milieu aseptique dans un récipient fermé [FAO, 1990; révisée CEMP, 1999; CIMP, 2002 précédemment **végétaux en culture de tissus**]
ZE	**Zone exempte d'organismes nuisibles** [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999; CIMP, 2001; précédemment **PFA**]
Zone	Totalité d'un pays, partie d'un pays, ou totalité ou parties de plusieurs pays, identifiées **officiellement** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; CEMP, 1999; défini sur les bases de l'Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires de l'Organisation mondiale du commerce; précédemment **aire**]
zone à faible prévalence d'organismes nuisibles	**Zone**, qu'il s'agisse de la totalité d'un pays, d'une partie d'un pays ou de la totalité ou de parties de plusieurs pays, identifiée par les autorités compétentes, dans laquelle un **organisme nuisible** spécifique est présent à un niveau faible et qui fait l'objet de mesures efficaces de **surveillance**, de **lutte** ou d'**éradication** [CIPV, 1997]
zone ARP	**Zone** pour laquelle une **analyse du risque phytosanitaire** est effectuée [FAO, 1995;révisée CEMP, 1999; précédemment **zone PRA**]
zone contrôlée	**Zone réglementée** qu'une **ONPV** a déclarée comme étant la **zone** minimale nécessaire pour prévenir la **dissémination** d'un **organisme nuisible** à partir d'une **zone de quarantaine**[CEMP, 1996]
zone de quarantaine	**Zone** à l'intérieur de laquelle un **organisme de quarantaine** est présent et fait l'objet d'une **lutte officielle** [FAO, 1990; révisée FAO, 1995; précédemment **aire de quarantaine**]
zone exempte	**Zone** dans laquelle l'absence d'un **organisme nuisible** déterminé a été prouvée scientifiquement et où, au besoin, elle est maintenue par l'application de mesures **officielles** [FAO, 1995; révisée CEMP, 1999; précédemment **zone indemne**]
zone indemne	Voir **zone exempte**
zone menacée	**Zone** où les facteurs écologiques sont favorables à l'**établissement** d'un **organisme nuisible** dont la présence entraînerait des pertes économiquement importantes [FAO, 1995; révisée CIPV, 1997]
zone protégée	**Zone réglementée** qu'une **ONPV** a déclarée comme étant la **zone** minimale nécessaire à la protection efficace d'une **zone menacée** [FAO, 1990; supprimé dans FAO, 1995; concept nouveau de la CEMP, 1996]
zone réglementée	**Zone** vers laquelle, à l'intérieur de laquelle, et/ou à partir de laquelle la circulation de **végétaux**, de **produits végétaux** et autres **articles réglementés** est soumise à des **réglementations** ou **procédures phytosanitaires** afin de prévenir l'**introduction** et/ou la **dissémination** des **organismes de quarantaine** ou de limiter l'incidence économique des **organismes réglementés non de quarantaine** [CEMP, 1996; révisée CEMP; 1999; CIMP, 2001]
zone tampon	**Zone** qui entoure ou est adjacente à une **zone** ou un **lieu de production** infesté, ou à une **zone**, un **lieu** ou un **site de production exempt d'organismes nuisibles** et dans laquelle un **organisme nuisible** déterminé est peu ou pas présent et fait l'objet de **lutte officielle** pour prévenir sa **dissémination** [NIMP N° 10, 1999]

Bibliographie

ANDOW D.A, 2003 - *Biological invasions: assessment and management of environmental risk*. Food and fertilizer technology center, 16 p.
En ligne : [http://www.fftc.agnet.org/library/article/eb538.html]

BUDD K., 2004 - *A Review of biosecurity risk management in New Caledonia*. *Rapport de Consultance pour la DAVAR*. Auckland, The AgriChain Centre Ltd, 28 p.

FAO, 1995 - *Exigences pour l'établissement de zones indemnes. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°* 4. Rome, FAO, 8 p.

FAO, 1996 - *Directives pour l'analyse du risque phytosanitaire. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 2*. Paris, FAO, CIPV, 19 p.

FAO, 1997 - *Convention internationale pour la protection des végétaux*. Paris, FAO, 17 p.

FAO, 1997 - *Directives pour la surveillance. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°* 6. Rome, FAO, 8 p.

FAO, 1998 - *Détermination de la situation d'un organisme nuisible dans une zone. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°* 8. Rome, FAO, 12 p.

FAO, 1998 - *Directives pour les programmes d'éradication des organismes nuisibles. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°* 9. Rome, FAO, 10 p.

FAO, 1998 - *Système de certification à l'exportation. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°* 7. Rome, FAO, 8 p.

FAO, 1999 - *Exigences pour l'établissement de lieux et sites de production exempts d'organismes nuisibles. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 10*. Paris, FAO, CIPV, 10 p.

FAO, 1999 - *Principes de quarantaine végétale liés au commerce international. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 1*. Paris, FAO, CIPV, 10 p.

FAO, 2001 - *Directives pour la notification de non-conformité et d'action d'urgence. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 13*. Paris, FAO, CIPV, 8 p.

FAO, 2001 - *Directives pour les certificats phytosanitaires. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 12*. Paris, FAO, CIPV, 14 p.

FAO, 2002 - *Directives pour la réglementation de matériaux d'emballages à base de bois dans le commerce international. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 15*. Paris, FAO, CIPV, 12 p.

FAO, 2002 - *L'utilisation de mesures intégrées dans une approche systémique de gestion du risque phytosanitaire. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 14*. Paris, FAO, CIPV, 12 p.

FAO, 2002 - *Organismes nuisibles réglementés non de quarantaine : concept et application. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 16*. Paris, FAO, CIPV, 10 p.

FAO, 2002 - S*ignalement d'organismes nuisibles. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 17*. Paris, FAO, CIPV, 10 p.

FAO, 2003 - Directives sur les listes d'organismes nuisibles réglementés. *Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 19*. Paris, FAO, CIPV, 8 p.

FAO, 2004 - *Analyse du risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine, incluant l'analyse des risques pour l'environnement et des organismes vivants modifiés*. *Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 11*. Rome, FAO, CIPV, 46 p.

FAO, 2005 - *Directives pour l'exportation, l'expédition, l'importation et le lâcher d'agents de lutte biologique et autres organismes utiles. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n° 3.* Paris, FAO, CIPV, 33 p.

FAO, 2006 - *Glossaire des termes phytosanitaires. Normes Internationales pour les Mesures Phytosanitaires, NIMP n°5*. Rome, FAO, 24 p.

HINTERMANN U., SCHMILL J., WEBER D., ZANGGER A., 2002 - Monitoring de la biodiversité en Suisse MBD . rapport sur l'état du projet. *Cahier de l'environnement - Nature et paysage no 342*, 88 p.

KIRITANI K., 2001 - Invasive insect pests and plant quarantine in Japan. *Extension Bulletin of the Food and Fertilizer Center, Taipei*, 498: 1–12.

LOPIAN R. 2005 – « The International Plant Protection Convention and invasive alien species ». *In Identification of risks and management of invasive alien species using the IPPC framework.* Proceedings of the workshop on invasive alien species and the International Plant Protection Convention, Braunschweig, Germany, 22 – 26 September 2003: 6-16.

OEPP / EPPO, 1999 – « EPPO Standards PM 1/2(8) EPPO A1 and A2 lists of quarantine pests ». *In: EPPO Standards PM1 General phytosanitary measures*. Organisation Europeenne et Mediterraneenne pour la Protection des Plantes (OEPP/EPPO) : 5-17.

PIMENTEL D., LACH L., ZUNIGA R., MORRISON D., 2000 - Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience,* 50(1): 56-65.

PIMENTEL D., MCNAIR S., JANECKA J., WIGHTMAN J., SIMMONDS C., O'CONNELL, C., WONG V., RUSSEL L., ZERN J., AQUINO T., TSOMONDO T., 2001 - Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84(1): 1-20.

SHINE C., 2003 – « Overview of the management of invasive alien species from environmental perspective ». *In Identification of risks and management of invasive alien species using IPPC framework*. Proceeding of a workshop in Braunschweig, Germany 22-26 September 2003: 20-38.

 © IRD, 2006

Annexes

 © IRD, 2006

Annexe 1 : Exposition de l'archipel néo-calédonien à l'introduction d'espèces envahissantes.

Tableau des importations totales de marchandises en kg par pays d'origine en 2004

Pays	Poids cumulé	Pays	Poids cumulé	Pays	Poids cumulé
SINGAPOUR	600 630 871,00	MEXIQUE	172 835,00	CAMEROUN	408,00
AUSTRALIE	365 302 314,00	COSTA RICA	19 729,00	TOGO	336,00
FRANCE	123 516 732,00	LETTONIE	19 458,00	SOUDAN	321,00
PHILIPPINES	73 345 829,00	MARTINIQUE	19 221,00	BOLIVIE	289,00
N. ZELANDE	69 887 996,00	LIBERIA	18 243,00	OCEANIE AUSTRAL	270,00
VIET-MAN	31 906 391,00	EQUATEUR	15 289,00	REUNION	255,00
BELGIQUE	13 050 111,00	ILE MAURICE	14 404,00	BURKINA FASSO	205,00
ITALIE	10 692 580,00	MADAGASCAR	12 501,00	TONGA	192,00
USA	10 425 339,00	COLOMBIE	10 687,00	WALLIS/FUTUNA	188,00
CHINE	9 556 803,00	ISLANDE	9 982,00	SAINTE-LUCIE	168,00
ESPAGNE	8 681 078,00	GUADELOUPE	8 465,00	ARABIE SAOUDITE	138,00
THAILANDE	8 418 407,00	ALGERIE	8 335,00	ANTILLES NEERLA	124,00
ALLEMAGNE	6 834 043,00	IRAN	7 925,00	IRAK	124,00
CANADA	6 041 934,00	SWAZILAND	6 548,00	NICARAGUA	110,00
COREE DU SUD	4 880 634,00	CAMBODGE	6 450,00	REP DOMINIC	106,00
JAPON	4 238 618,00	CROATIE	6 406,00	EL SALVADOR	101,00
BRESIL	3 986 562,00	COREE DU NORD	6 280,00	MAURITANIE	83,00
MALAYSIE	3 303 556,00	ILES FEROE	6 040,00	JAMAIQUE	80,00
INDONESIE	3 011 626,00	CHYPRE	5 606,00	ZIMBABWE	79,00
ROYAUME-UNI	2 920 520,00	KENYA	4 124,00	GUYANE FRANCAIS	69,00
NORVEGE	2 695 170,00	SEYCHELLES	3 761,00	REP. CENTRAFRIC	67,00
PAYS BAS	2 376 403,00	PANAMA	3 711,00	DOMINIQUE	52,00
PEROU	1 749 329,00	ESTONIE	3 644,00	GUATEMALA	30,00
FIDJI	1 572 704,00	MACEDOINE	3 523,00	BAHAMAS	30,00
VANUATU	1 506 699,00	LIBAN	3 182,00	SAMOA	29,00
FINLANDE	1 468 615,00	GUYANA	2 732,00	SIERRA LEONE	20,00
PAPOUASIE N-G	1 448 627,00	GABON	2 720,00	GUINEE EQUAT.	18,00
AUTRICHE	1 283 761,00	AVIT. TIERS	2 664,00	NAURU	18,00
DANEMARK	1 070 349,00	LAOS	2 388,00	NIGER	17,00
T'AI-WAN	975 797,00	CUBA	2 385,00	MOLDOVA	11,00
TURQUIE	951 854,00	MYANMAR	2 045,00	HONDURAS	11,00
HONG KONG	938 368,00	MACAO	1 883,00	PARAGUAY	9,00
CHILI	736 531,00	MALTE	1 686,00	MALDIVES	8,00
LUXEMBOURG	708 941,00	REP. DEM. CONGO	1 672,00	ILES MARSHALL	8,00
SUEDE	702 857,00	NLLE CALEDONIE	1 641,00	BELARUS	6,00
ARGENTINE	670 915,00	AFGHANISTAN	1 462,00	GEORGIE	5,00
INDE	533 442,00	NEPAL	1 247,00	REGIONS POLAIRE	5,00
MAROC	462 730,00	NIGERIA	1 146,00	SOMALIE	4,00
ILES SALOMON	450 601,00	GROENLAND	1 019,00	MOZAMBIQUE	4,00
POLOGNE	424 156,00	ALBANIE	664,00	KIRGHIZSTAN	3,00
HONGRIE	388 608,00	COMORES	623,00	CEUTA	1,00
GRECE	279 145,00	BOSNIE HERZEGOV	599,00	KAZAKHSTAN	1,00
SLOVAQUIE	267 374,00	AVIT. CE	542,00	BERMUDES	1,00
PORTUGAL	261 234,00	TURKMENISTAN	498,00	JORDANIE	1,00
MONGOLIE	238 561,00	SYRIE	490,00	**TOTAL**	**1 387 021 671,00**
ISRAEL	182 793,00	URUGUAY	410,00		

Tableau des importations totales de marchandises en kg par codes douanier en 2004

Libellé	Poids cumulé
Effets personnels	167.468
Animaux vivants	34.542
Viandes et abats comestibles	9.160.685
Poissons et crustaces, mollusques et autres invertebres aquatiques	524.276
Lait et produits laitiers, oeufs, miel, produits d'origine animale	9.151.198
Autres produits d'origine animale, non denommes ni compris ailleurs	985.748
Plantes vivantes	137.687
Legumes, plantes, racines et tubercules alimentaires	4.781.596
Fruits comestibles – écorces d'agrumes ou de melons	3.276.247
Café, thé et épices	684.305
Céréales	36.012.302
Produits de la minoterie - malt – amidons et fecules - inuline - gluten de froment	2.967.099
Graines et fruits oléagineux - graines, semences et fruits divers - plantes industrielles ou médicinales - pailles et fourrages	355.280
Gommes, résines et autres sucs et extraits végétaux	6.099
Matière à tresser et autres produits d'origine végétale, non dénommés ni compris ailleurs	253.232
Graisses et huiles animales ou végétales - graisses alimentaires élaborées - cire d'origine animale ou végétale	4.483.765
Préparations de viandes, de poissons ou de crustacés, de mollusques ou d'autres invertébrés aquatiques	4.466.015
Sucres et sucreries	9.102.734
Cacao et ses préparations	1.023.737
Préparations à base de céréales, de farines, d'amidons, de fécules ou de lait - patisseries	6.853.847
Préparations de légumes, de fruits ou d'autres parties de plantes	9.388.166
Préparations alimentaires diverses	4.566.707
Boissons, liquides alcooliques et vinaigres	17.217.677
Résidus et déchets des industries alimentaires - aliments préparés pour animaux	11.881.437
Tabacs et succédanés de tabac	292.526
Sel, soufre, terre et pierres, platre, chaux et ciments	120.190.779
Minerais, scories et cendres	316.641
Combustibles minéraux, huiles minérales et produits de leur distillation – matières bitumineuses - cires minérales	892.771.540
Produits chimiques inorganiques, composé inorganiques ou organiques de métaux précieux, d'éléments radioactifs de métaux des terres rares ou d'isotopes	6.513.542
Produits chimiques organiques	697.393
Produits pharmaceutiques	1.671.896
Engrais	4.379.091
Extraits tannants ou tinctoriaux - tanins et leurs dérivés - pigments et autres matières colorantes - peintures et vernis - mastics - encres	3.847.695
Huiles essentielles et résinoides, produits de parfumerie ou de toilette préparés et préparations cosmétiques	1.578.935
Savons, agents de surface organiques, préparations pour lessives, préparations lubrifiantes, cires artificielles, cires préparées, produits d'entretien, bougies et articles similaires, pates à modeler,	4.306.619
Matières albuminoides - produits à base d'amidons ou de fécules modifiés - colles - enzymes	419.308
Poudres, explosifs et matières inflammables	155.591
Produits photographiques ou cinématographiques	873.919
Produits divers des industries chimiques	6.960.411
Matières plastiques et ouvrages en ces matières	11.366.996
Caoutchouc et ouvrages en caoutchouc	4.482.226
Peaux (autres que les pelleteries) et cuirs	2.509

Ouvrages en cuir - articles de bourrelerie ou de sellerie - articles de voyage, sacs à main et contenants similaires - ouvrages en boyaux	421.998
Pelleteries et fourrures - pelleteries factices	192
Bois, charbon de bois et ouvrages en bois	20.511.115
Liège et ouvrages en liège	5.772
Ouvrages de sparterie ou de vannerie	105.867
Pâtes de bois ou d'autres matières fibreuses cellulosiques - papier ou carton à recycler (déchets et rebuts)	1.414
Papier et cartons - ouvrages en pâte de cellulose, en papier ou en carton	13.673.065
Produits de l'édition, de la presse ou des autres industries graphiques - textes manuscrits ou dactylographies et plans	957.096
Soie	230
Laine, poils fins ou grossiers - fils et tissus de crin	1.037
Coton	221.831
Autres fibres textiles végétales - fils de papier et tissus de fils de papier	74.438
Filaments synthétiques	27.948
Fibres synthétiques	118.967
Ouates, feutres et non tissés, fils speciaux - ficelles et cordages - articles de corderie	395.093
Tapis et moquettes	195.139
Tissus spéciaux - surfaces textiles touffetées - dentelles - tapisseries - passementerie - broderies	80.021
Tissus imprégnés, enduits, recouverts ou stratifiés - articles techniques en matières textiles	109.963
Etoffes de bonneterie	4.647
Vêtements et accessoires du vêtement en bonneteries	754.547
Autres vêtements et accessoires	764.343
Autres articles textiles	1.087.246
Chaussures	744.856
Coiffures	78.803
Parapluies, cannes, fouets, cravaches	34.352
Plumes et duvets, fleurs artificielles	100.414
Ouvrages en pierres, plâtre, ciment, amiante, mica ou matières analogues	9.658.341
Produits céramique	15.100.725
Verre et ouvrages en verre	3.168.407
Perles fines ou de culture, pierres gemmes ou similaires, métaux precieux, plaques ou doubles de métaux précieux et ouvrages en ces matières -	94.479
Fonte, fer et acier	34.488.798
Ouvrage en fonte, fer ou acier	23.750.541
Cuivre et ouvrages en cuivre	262.932
Nickel et ouvrages en nickel	21.281
Aluminium et ouvrages en aluminium	3.226.022
Plomb et ouvrages en plomb	43.673
Zinc et ouvrage en zinc	33.855
Etain et ouvrage en étain	459
Autres métaux communs - cermets – ouvrages en ces matières	357
Outils, coutellerie et couverts de table en métaux communs	749.268
Ouvrages divers en métaux communs	1.239.165
Réacteurs nucleaires, chaudières, machines, appareils et engins mécaniques -	16.849.442
Machines, appareils et matériels électriques et leurs parties - appareils d'enregistrement ou du reproduction du son, appareils d'enregistrement	8.858.997
Véhicules et matériels pour voies ferrées	2.755.940
Véhicules automobiles, tracteurs, cycles	20.813.373

Navigation aérienne ou spatiale	102.191
Navigation maritime et fluviale	1.317.019
Instruments et appareils d'optique, de photographie ou de cinématographie, de mesure, de contrôle ou de précision -	808.258
Horlogerie	45.496
Instruments de musique	50.734
Armes, munitions et leurs parties et accessoires	94.104

Chiffres clés des flux de marchandises 2004

Trafic maritime (tonnes de marchandises)

Extérieur	5 584 000
Intérieur	3 001 000

Transport aérien international

Marchandises (**tonne**)	5 192

Transport aérien intérieur

Marchandises (**tonne**)	846

Chiffres clés des flux de voyageurs 2004

Arrivées de touristes par résidence (nbre)	99 203
France	26 714
Japon	28 747
Australie	16 026
Nouvelle-Zélande	6 351
Autres	21 365
Croisiéristes (nbre)	77 115

Transport aérien international

Passagers (nbre)	385 242

Transport aérien intérieur

Passagers (nbre)	282 509

Chiffres clé du tourisme 2003

Le tourisme n'est pas très développé et le nombre de touristes se situe aux alentours de 100 000 touristes par an. Il est avant tout centré sur Nouméa (1 414 chambres, soit 68,1 % de la capacité totale), secondairement sur Bourail, Hienghène et les Iles Loyauté. Le tourisme de croisière représente entre 30 000 et 50 000 touristes/an. La flottille plaisancière comporte plus de 12 000 embarcations immatriculées sur le Territoire, dont 60 % à Nouméa. Les activités nautiques sont essentiellement dirigées vers la navigation de plaisance et la plongée.

Le tourisme est considéré comme un vecteur potentiel de développement et les projets s'orientent vers l'éco-tourisme, centré entre autre sur les zones protégées et la plongée. Depuis peu se développe localement un écotourisme saisonnier pour l'observation des baleines.

La part du tourisme dans le PIB est de 2,7 %, et cette activité touche 6 % de la population active

Production agricole des 3 provinces

Les cultures (ha)	Province Nord	Part %	Provinces Sud	Part %	Provice Îles Loyauté	Part %	Nouvelle Calédonie
Surfaces fourragères	110	14,6	646	85,4	0,02	0,0	756
Superficie toujours en herbe (STH)	118 697	49,6	120 128	50,2	605	0,3	239 430
Pâturages améliorés	8 453	24,3	26 364	75,7	6	0,0	34 823
Pâturages naturels entretenus	44 486	44,8	54 869	55,2	20	0,0	99 375
Pâturages peu productifs	65 758	62,5	38 895	37,0	579	0,6	105 232
Vergers et arbres fruitiers isolés	472	32,3	849	58,2	139	9,5	1 460
Dont vergers	160	25.1	408	64,1	69	10,8	637
céréales	423	44,4	530	55,6	0	0,0	953
Tubercules tropicaux	395	50,3	192	24,5	198	25,2	785
Légumes et fruits de plein champ	581	31,0	1 266	67,5	28	1 ,5	1 875
Dont légumes frais	89	16,2	446	81,2	13	2,4	549
Cultures spéciales (café, vanille…)	193	65,9	83	28,3	18	6,1	293
Dont café	153	68,9	69	31,1	0	0,0	222
Cultures florales et pépinières	7	6,8	96	93,2	0,7	0 ,7	103
Jardins familiaux et cultures mélangées	238	55,9	74	17,4	114	26,8	426
Jachères et autres terres arables	391	24,4	1 195	74,6	16	1,0	1 602
Divers	141	72,3	8	4,1	46	23,2	195

d'après RGA 2002- source DAVAR

Production horticole ornementale

DAVAR – Enquête 2004 sur l'horticulture ornementale en Nouvelle-Calédonie.

Production horticole – évolution de l'activité (Source DAVAR, RGA 2002)

Évolution de la filière horticole de 1989 à 2003

		1989	1993	1996	2003
Fleurs et feuillages coupés	Nombres d'exploitations	Non détaillé	9	43	57
	Valeur marchande (MF)	**90**	**90**	**137,9**	**348,4**
Plants d'ornement	Nombre d'exploitations	Non détaillé	17	80	144
	Valeur marchande (MF)	**110**	**230**	**314,3**	**531,6**
Total productions horticoles	Nombre d'exploitations	37	48	98	168
	Valeur marchande (MF)	**200**	**320**	**452,2**	**880,0**

 © IRD, 2006

Production horticole – répartition géographique

Répartition géographique et importance des exploitations horticoles ornementales

Province	Région	Commune	Nb. expl. fleurs coupées	Nb. expl. plantes ornementales	Nb. expl. horticulture ornementale	Surf. utilisée (en are)	Chiffre d'affaire (en MF)
Îles Loyauté		Lifou		1	1	1	0,1
		Maré		1	1	1	0,0
		Ouvéa					
Province des îles Loyauté				**2**	**2**	**2**	**0,1**
Nord	Extrême Nord	Bélep					
		Kaala-gomen	1	3	3	7	1,0
		Koumac	2	6	6	49	3,0
		Ouégoa	2	3	3	29	0,6
		Pouébo	2	5	5	62	0,8
	Nord Est	Canala	2	3	3	52	1,9
		Hienghène	1	1	2	27	0,2
		Houaïlou		3	3	7	2,4
		Kouaoua		2	2	5	3,6
		Pindimié	4	4	5	31	3,8
		Ponérihouen					
		Touho	1	1	1	51	0,2
	Nord Ouest	Koné	2	7	7	43	4,4
		Pouembout		3	3	19	7,4
		Poum					
		Poya Nord		1	1	4	0,1
		Voh		3	3	114	7,7
Province Nord			**17**	**45**	**47**	**500**	**37,3**
Sud	Centre	Boulouparis	1	1	2	18	0,2
		Bourail	4	6	9	321	8,3
		Farino	3	2	4	186	7,2
		La Foa	3	4	6	282	1,9
		Moindou		1	1	10	0,0
		Poya Sud					
		Sarraméa	2	12	13	256	1,9
	Sud Est	Île des pins					
		Thio					
		Yaté	2	2	2	2	0,3
	Sud Ouest	Dumbéa	4	21	24	1 569	396,4
		Mont-Dore	14	21	29	1 669	89,9
		Nouméa		11	11	1567	80,0
		Païta	7	16	18	3 936	256,5
Province Sud			**40**	**97**	**119**	**9 816**	**842,6**
Nouvelle- calédonie			**57**	**144**	**168**	**10 318**	**880,0**

 © IRD, 2006

Production horticole – part de l'importation dans l'activité

		Arbres mères sur l'expl.	Achat local de matériel végétal	Matériel végétal importé	Collecte de graines dans la nature	Collecte de boutures dans la nature	Collecte de plantes entières dans la nature
Province des îles Loyauté	Nb d'expl.	2	2			2	2
	% des expl.	100,0%	100,0%			100,0%	100,0%
Province Nord	Nb d'expl.	44	34	3	21	21	21
	% des expl.	91,7%	70 ,8%	6,3%	43,8%	43,8%	43,8%
Province Sud	Nb d'expl.	86	82	35	41	36	28
	% des expl.	72,3%	68,9%	29,4%	34,5%	30,3%	23,5%
Nouvelle-Calédonie	**Nb d'expl.**	**132**	**118**	**38**	**62**	**59**	**51**
	% des expl.	**78,1%**	**69,8%**	**22,5%**	**36,7%**	**34,9%**	**30 ,2%**

Production horticole – Destination de la production

Destination de la production de fleurs et feuillages coupés

		Fleuriste	Marché et foire	Bord de route	Grande et moyenne surface	Dépôt-vente et autres
Province Nord	Nb exploit	3	10	5		7
	% des expl.	17,6%	58,8%	29,4%		41,2%
	Valeur (MF)	0,2	3,3	0,3		1,2
	% valeur	4,5%	66,4%	5,2%		23,9%
Province Sud	Nb exploit	20	19	3	7	9
	% des expl.	50,0%	47,5%	7,5%	17,5%	22,5%
	Valeur (MF)	202,5	13,4	2,8	14,6	110,1
	% valeur	59,0%	3,9%	0,8%	4,2%	32,1%
Nouvelle-calédonie	**Nb exploit**	**23**	**29**	**8**	**7**	**16**
	% des expl.	40,4%	50,9%	14,0%	12,3%	28,1%
	Valeur (MF)	**202,7**	**16,7**	**3,1**	**14,6**	**111,3**
	% valeur	58,2%	4,8%	0,9%	4,2%	32,0%

Production horticole – Especes de fleurs coupées produites

Principales fleurs coupées commercialisées et evolution depuis 1996

	Nombre d'exploitation concernées			Nombre de tiges commercialisées		
	1996	2003	Évolution	1996	2003	Évolution
Alpinia		20	///		16 000	///
Anthurium	22	18	-18,2%	67 900	370 300	445,4%
Aster	7	2	-71,4%	6 900	9 300	34,8%
Gerbera	10	6	-40,0%	23 250	429 700	1748,2%
Glaïeul	12	6	-50,0%	68 200	14 900	-78,2%
Héliconia	14	29	107,1%	53 500	70 500	31,8%
Immortelles	11	5	-54,5%	38 100	9 100	-76,1%

Lys et amaryllis	5	8	60,0%	11 600	25 600	120,7%
Muguet	1	1	0,0%	20 000	34 500	72,5%
Orchidée	4	6	50,0%	38 750	47400	22,3%
Rose	10	11	10,0%	728 300	1 082 800	48,7%
Strelitzia	11	13	18,2%	20 900	36 900	76,6%
Tournesol		6	///		40 400	///
Zinnia	13	3	-76,9%	92 500	3 000	-96,8%
Autres fleurs	9	12	33,3%	84 100	11 400	-86,4%
Total	**43**	**56**	**30,2%**	**1 254 000**	**2 201 800**	**75,6%**

Production horticole – Plantes d'ornement produites

Composition et évolution de la production (unités vendues) depuis 1996

Type de plants	Nombre de sujets vendus		Evolution
	1996	2003	
Plantes à massifs et potées fleuries	198 770	427 400	115,0%
Arbres, arbustes et lianes a fleurs	54 060	66 500	23,0%
Palmiers et cycas	43 730	62 400	42,7%
Arbres et arbustes, lianes et plantes à feuillage ornemental	96 150	46 600	-51,5%
Gazon (m2)		24 200	///
Fougères	4 140	14 100	240,6%
Orchidées	6 740	13 600	101,8%
Broméliacées	940	4 900	421,3%
Cactées et plantes grasses	7 780	1 800	-76,9%
Bonzaïs	70	140	100,0%
Total	**412 380**	**661 640**	**60,4%**

Densité de population des différentes provinces

Province des îles Loyauté	20 877
Province Nord	41 413
Province Sud	134 546
Total Nouvelle-Calédonie	**196 836 habitants**

 © IRD, 2006

Annexes 2 : Analyse du dispositif de quarantaine et de surveillance néocalédonien.

Dispositif législatif et organisationnel

Répartition des rôles etat – provinces

source : http://www.mnhn.fr/biodiv/fr/1FDT/nc/prot.htm

Depuis les accords de Matignon, les compétences en matière d'environnement sont essentiellement dévolues aux trois provinces. Selon l'article 20 de la loi organique du 19 mars 1999, « *chaque province est compétente dans toutes les matières qui ne sont pas dévolues à l'État ou à la Nouvelle-Calédonie par la présente loi, ou aux communes par la législation applicable en Nouvelle-Calédonie* ». Les Provinces ont donc par défaut la compétence en matière d'environnement (réglementation, police, gestion) et sont libres d'édicter leurs propres textes en la matière (à l'exception des textes relatifs à la pollution marine). De ce fait, compte tenu de la confusion dans les compétences entre l'État, la Nouvelle-Calédonie, les Provinces et les Communes, il est nécessaire d'harmoniser et de réactualiser l'outil réglementaire.

Domanialité

Le domaine public des provinces comprend les terres émergées et le littoral, soit la zone des cinquante pas géométriques, les rivages de la mer, les terrains gagnés sur la mer, le sol et le sous-sol des eaux intérieures dont ceux des rades et lagons, ainsi que le sol et le sous-sol des eaux territoriales (art. 45 de la loi organique).

Les îles qui ne sont pas comprises dans le territoire d'une province font partie du domaine public de la Nouvelle-Calédonie (art. 45), sur lequel elle exerce la totalité des compétences qui ne sont pas attribuées à l'État.

Législation nationale applicable

Sauf extension spécifique, les lois françaises ne s'appliquent pas en Nouvelle-Calédonie. Les extensions ne sont par ailleurs pas possibles dans les domaines où le territoire de la Nouvelle-Calédonie est compétent.

Législation spécifique

Le schéma d'aménagement et de développement de la Nouvelle-Calédonie exprime les orientations fondamentales en matière d'infrastructures, de formation initiale et continue, d'environnement, d'équipements, de services d'intérêt territorial et de développement économique, social et culturel. Il est élaboré par le haut-commissaire et le gouvernement de la Nouvelle-Calédonie et approuvé par le congrès, après avis des assemblées de province, du conseil économique et social et du sénat coutumier et après consultation des communes. Tous les cinq ans, il fait l'objet d'une évaluation et d'un réexamen. Les contrats de développement conclus entre l'État, la Nouvelle-Calédonie et les provinces et les contrats conclus entre l'État et les communes doivent être compatibles avec les orientations retenues (art. 211).

Il est créé un comité consultatif de l'environnement comprenant notamment des représentants de l'État, du gouvernement, des provinces et des communes. Une délibération du congrès en précise la composition, le fonctionnement et les attributions (art. 213).

La protection des espaces naturels découle de la délibération territoriale n° 108 du 9 mai 1980, « définissant les aires de protection de l'environnement et classant les zones déjà protégées en Nouvelle-Calédonie ».

Partage des compétences : le territoire et les Provinces

La loi organique n° 99-209 attribue à la Nouvelle-Calédonie la réglementation et l'exercice des droits d'exploration, d'exploitation, de gestion et de conservation des ressources naturelles, biologiques et non biologiques de la zone économique, la réglementation relative aux hydrocarbures, au nickel au chrome et au cobalt, le statut civil coutumier et le régime des terres coutumières (art. 22).

Les provinces sont des collectivités territoriales qui disposent d'une compétence de droit commun, c'est-à-dire qu'elles sont compétentes dans toutes les matières qui ne sont pas réservées par la loi à l'État, au territoire ou aux communes. En conséquence, la protection de l'environnement sur le territoire des Provinces est de compétence provinciale, qui ont en général hérité des textes territoriaux.

Les provinces réglementent et exercent les droits d'exploration, d'exploitation, de gestion et de conservation des ressources naturelles biologiques et non biologiques des eaux intérieures, dont celles des rades et lagons, de leur sol et de leur sous-sol, et du sol, du sous-sol et des eaux surjacentes de la mer territoriale (art. 46). Les provinces prennent, après avis du conseil coutumier concerné, les dispositions particulières nécessaires pour tenir compte des usages coutumiers (art. 46).

Province Nord

La délibération n° 23-2001/APN du 20 mars 2001 (*JO Nouvelle-Calédonie, 17 avril 2001*) prend des mesures relatives à la protection de la faune, de la flore et des espaces naturels en Province Nord. Les délibérations n° 85-2001/BPN et 86-2001/BPN du 20 avril 2001 (*JO Nouvelle-Calédonie, 15 mai 2001*) fixent respectivement la liste des espèces animales et végétales protégées en Province Nord. La réglementation concernant les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) fait l'objet chaque année d'une révision.

Un projet de Code forestier est en cours d'élaboration.

Province Sud

La délibération n° 37-90/APS du 28 mars 1990 relative aux aires de protection terrestres et marines pour la protection de l'environnement dans la Province Sud (*JO Nouvelle Calédonie, 1er mars 1990, p. 1216*) maintient en vigueur les dispositions de la délibération n° 108 du 9 mai 1980 de l'Assemblée nationale (*JO Nouvelle-Calédonie , 2 juin 1980, p. 621*).

La délibération n° 105-90/APS du 31 août 1990 porte création de droits d'entrée dans les parcs et réserves et la délibération n° 15-94/APS du 15 avril 1994 prend des mesures relatives au contrôle et à la gestion des aires de protection de l'environnement marin dans la Province Sud.

La délibération n° 89-90/APS du 10 juillet 1990 fixe les conditions d'exploitation de certains bois et forêts dans la Province Sud.

Province des Iles Loyauté

Cette collectivité présente la particularité d'être régie, sur le plan foncier, par le statut coutumier et la plus grande partie de la population résidente relève du statut civil particulier.

La Province des Iles a adopté quelques textes relatifs à l'environnement. Cette adoption doit se faire en concertation avec les autorités coutumières afin de fondre dans une même approche l'acceptation de la règle orale et de la règle écrite. Cette particularité freine la mise en place d'une législation relative à l'environnement. Les Iles Loyautés étant en réserve foncière intégrale, c'est le droit coutumier qui s'applique.

Aucune zone protégée n'existe dans les Iles Loyauté.

Conventions internationales

En principe, l'État est compétent dans l'exercice, hors des eaux territoriales, des compétences résultant des conventions internationales (dont la CITES), sous réserve des compétences attribuées à la Nouvelle-Calédonie pour la réglementation et l'exercice des droits d'exploration, d'exploitation, de gestion et de conservation des ressources naturelles, biologiques et non biologiques de la ZEE (art. 21 et 22).

La CITES a été rendue applicable à la Nouvelle-Calédonie par la délibération territoriale n°218 du 26 août 1982 (*JO Nouvelle-Calédonie n° 6220*). Les Annexes I, II et III ont fait l'objet d'une publication au journal officiel de Nouvelle-Calédonie. La Nouvelle-Calédonie se voit également reconnaître une certaine capacité internationale dans la zone Pacifique et dans ses domaines de compétence ou dans les domaines de compétence de l'Etat où elle peut être associée (art. 28 et 29). Elle peut également être membre d'organisations internationales (art. 31).

Deux conventions de portée régionale ont un effet très limité en Nouvelle-Calédonie :

- la Convention d'Apia sur la protection de la nature dans le Pacifique Sud, ratifiée par la France en 1988 (JO 22 octobre 1988) et entrée en vigueur en 1990, dont l'objet est d'encourager la création de zones protégées (Parcs nationaux et réserves naturelles) pour sauvegarder des échantillons des écosystèmes représentatifs, des paysages remarquables et des régions ou objets présentant un intérêt esthétique, ou une valeur historique, culturelle ou scientifique (art. 1a et 2-1) ;
- la Convention de Nouméa sur la protection des ressources naturelles et de l'environnement de la Région du Pacifique Sud, entrée en vigueur en 1990 (JO 11 janvier 1991), dont l'objet est d'organiser la protection, la mise en valeur et la gestion du milieu marin et côtier de la zone d'application de la Convention,

 © IRD, 2006

prévenir, réduire et combattre la pollution de cette zone, qu'elle qu'en soit l'origine et d'assurer une gestion rationnelle de l'environnement ainsi que la mise en valeur des ressources naturelles

Missions du service des douanes

Arrêté n°259 du 24 avril 2002 relatif à l'organisation de la direction régionale des douanes de Nouvelle-Calédonie.

Article 1

La direction régionale des douanes de Nouvelle-Calédonie est un service de l'État chargé :

- d'appliquer la législation et la réglementation relatives aux mouvements des personnes, des marchandises, des moyens de transports et des capitaux à l'entrée et à la sortie et, de manière générale, sur l'ensemble du territoire de la Nouvelle-Calédonie ;
- de rechercher, constater et sanctionner les infractions à ces prescriptions ;
- de procéder à toutes études et rédiger les projets de textes réglementaires concernant les matières relevant de ses attributions.

L'action de la direction régionale des douanes s'exerce notamment :

1. dans le domaine fiscal, par la détermination de l'assiette, le contrôle et la liquidation des droits, taxes, redevances, péages perçus à l'entrée et à la sortie de la Nouvelle-Calédonie.

2. dans le domaine économique et cambiaire, par :

le contrôle du commerce extérieur ;

le contrôle des prescriptions en matière cambiaire et dans le domaine de l'obligation déclarative des transferts physiques de capitaux, titres ou valeurs.

3. dans le domaine de l'action administrative générale, par :

la francisation et le jaugeage des navires ;

la conservation des hypothèques maritimes ;

sa participation aux missions de souveraineté en mer ;

le contrôle du respect, aux frontières et sur l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie, dans les limites de ses compétences, des dispositions concernant l'hygiène, la santé et la moralité publiques, l'exportation des œuvres d'art et du patrimoine, la protection de la propriété industrielle, la protection des espèces de la faune et de la flore menacées d'extinction, le contrôle de la librairie et des armes et, d'une façon plus générale, par son concours aux autres services publics

4. dans le domaine de l'action préventive et répressive, par :

la surveillance générale aux frontières maritimes de la Nouvelle-Calédonie et la police du rayon terrestre et du rayon maritime des douanes ainsi que de la zone contiguë ;

l'usage du droit de visite des marchandises, des moyens de transport et des personnes ;

la mise en œuvre des pouvoirs spéciaux d'investigation lors de l'intervention des services de recherches et d'enquêtes ;

l'organisation de ses méthodes de collecte et d'échange de renseignements et de collaboration avec les services douaniers extérieurs ;

l'exercice des contrôles de sûreté aérienne dans les conditions définies par le code de l'aviation civile.

Article 6

Le bureau de Nouméa Port est un bureau de plein exercice où toutes les marchandises peuvent être déclarées pour chacun des régimes douaniers prévus par la réglementation.

Cet office contrôle le trafic commercial de Nouméa et le trafic rattaché.

Le Chef du bureau de Nouméa Port est responsable du fonctionnement du service du contrôle des opérations commerciales sur l'ensemble du port de Nouméa.

Il assure le jaugeage ainsi que la francisation des navires immatriculés en Nouvelle-Calédonie.

Il est conservateur des hypothèques maritimes.

Il assure les fonctions de receveur auxiliaire de Nouméa. (…)

Article 7

Le bureau de Tontouta est un bureau de plein exercice ouvert au dédouanement de toutes les marchandises importées ou exportées par voie aérienne.

Le chef du bureau de Tontouta est responsable du fonctionnement du service des opérations commerciales sur le site de l'aéroport de Tontouta et du dédouanement des marchandises importées et exportées par avion.

Il a la qualité de receveur auxiliaire et, à ce titre, est responsable de la gestion de la caisse auxiliaire de Tontouta dans les conditions fixées par le décret du 27 mai 1944 et les textes pris pour son application.

Article 7 (suite)

Outre la sous-caisse du Bureau de Tontouta dont il a la responsabilité directe, le receveur auxiliaire de Tontouta a la charge de la sous-caisse de la Brigade de Contrôle de Tontouta.

Il adresse annuellement au directeur régional un rapport détaillé sur le fonctionnement de son bureau.

Article 8

Le bureau de Nouméa-CDP est ouvert au contrôle douanier postal et au dédouanement de toutes les marchandises importées ou exportées par paquets postes et par colis postaux.

Le chef du bureau de Nouméa-CDP est responsable du fonctionnement du service et du dédouanement des marchandises acheminées par le centre de tri postal de Nouméa.

Il adresse annuellement au directeur régional un rapport détaillé sur le fonctionnement de son bureau.

Article 9

Le Centre du Renseignement, d'Orientation et de Contrôle (CERDOC) de Nouvelle-Calédonie a compétence pour l'exercice des contrôles après dédouanement sur l'ensemble du territoire de la Nouvelle-Calédonie.

Le chef du Cerdoc est placé sous l'autorité directe de l'adjoint au directeur régional.

Il adresse annuellement au directeur régional un rapport détaillé sur le fonctionnement de son bureau.

Article 10

Le service de Surveillance comprend :

- la Brigade de Contrôle et de Surveillance (BCS) de Nouméa ;
- la Brigade de Contrôle (BC) de Tontouta Aéroport ;
- les antennes de Koné et Lifou.

Ces unités constituent, ensemble, la subdivision des douanes de Nouméa placée sous l'autorité du chef de subdivision, qui est chargé de les administrer, les contrôler et les animer.

Le chef de subdivision veille, à son niveau, au respect des procédures dans le domaine comptable et des règles de conservation des marchandises détenues par les services de la surveillance. Il participe à l'évaluation du personnel de la subdivision.

Il adresse annuellement au directeur régional un rapport détaillé sur le fonctionnement de sa subdivision.

Article 11

Dans le cadre de ses missions qui sont prescrites par le directeur régional des douanes, la brigade de contrôle et de surveillance de Nouméa a compétence pour intervenir sur l'ensemble du territoire douanier de la Nouvelle-Calédonie.

Le chef de poste de la brigade de contrôle et de surveillance de Nouméa est placé sous l'autorité directe du chef de subdivision.

Il assure la direction de la brigade et exerce son autorité sur le personnel constituant sa brigade ainsi que sur tout agent appelé en renfort au sein de son unité.

Article 12

La brigade de contrôle de Tontouta Aéroport est chargée de veiller au respect par les voyageurs aériens, entrant ou sortant du territoire douanier, des dispositions légales et réglementaires applicables.

Le chef de poste de la brigade de contrôle de Tontouta Aéroport est placé sous l'autorité directe du chef de subdivision à Nouméa.

Il assure la direction de la brigade et exerce son autorité sur le personnel constituant sa brigade ainsi que sur tout agent appelé en renfort au sein de son unité.

Article 13

Les agents affectés dans les antennes de Koné et Lifou sont placés sous l'autorité directe du chef de subdivision.

Ils assurent les tâches dévolues aux services de surveillance ainsi que toutes celles qui pourraient leur être confiées par leurs supérieurs hiérarchiques, sous l'autorité du directeur régional des douanes.

Article 14

La brigade hors rang est placée sous l'autorité directe de l'adjoint au directeur régional.

Les agents de cette brigade sont chargés de la maintenance des équipements et installations du service des douanes, à l'exception des matériels informatiques et de communication.

Ils pourvoient aux emplois de chauffeur et de planton de la direction régionale et peuvent être appelés à apporter leur concours aux autres services douaniers.

Article 15

L'arrêté modifié n° 2398 du 30 décembre 1992 relatif à l'organisation de la direction régionale des douanes de Nouvelle-Calédonie est abrogé.

Article 16

Le secrétaire général du haut-commissariat et le directeur régional des douanes sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution du présent arrêté qui sera publié au Journal Officiel de la Nouvelle-Calédonie

Constitué en direction régionale des douanes depuis le 1er janvier 1991, le service est structuré comme une circonscription métropolitaine.

L'effectif est, actuellement, de 136 agents répartis en trois branches de fonctions : administration générale, contrôle des opérations commerciales et surveillance.

Administration Générale: 22 agents : Sous l'autorité du directeur régional, les bureaux particuliers de la direction sont chargés de l'animation et de la gestion du service. Ils préparent, à la demande du gouvernement, les projets de textes réglementaires et fiscaux concernant la matière douanière.

Contrôle des Opérations Commerciales : 49 agents. Le contrôle des opérations commerciales est réalisé par :

- trois bureaux de douane qui traitent les opérations de dédouanement :
  - le bureau de NOUMEA-PORT (trafic maritime)
  - le bureau de TONTOUTA-FRET (trafic aérien)
  - le bureau de NOUMEA-PTT (trafic postal)
- un service d'enquêtes et de contrôle différé (CERDOC) qui procède à des vérifications après dédouanement.

Surveillance : 65 agents. La surveillance douanière est assurée par une Subdivision, implantée à Nouméa, composée de deux brigades et deux antennes :

- la Brigade de Contrôle et de Surveillance (BCS) de Nouméa, compétente sur l'ensemble du Territoire, assure des missions de surveillance générale et de recherche
- la Brigade de Contrôle (BC) de La Tontouta est chargée du contrôle des voyageurs à l'aéroport international.
- les Antennes de KONE et de LIFOU servent de relais du service des douanes dans les Province Nord et Iles pour l'information des usagers

Un élément de soutien : la Brigade Hors Rang placé sous l'autorité directe de l'adjoint régional assure la maintenance des équipements du service (parcs automobile, naval et immobilier) et le service du courrier.

Afin d'assurer la continuité du service, un système d'astreinte de commandement a été mis en place au sein de la direction des douanes.

Missions de la DAVAR (Direction des affaires vétérinaires, alimentaires et rurales)

Arrêté N° 01-429/GNC du 22 février 2001 fixant les attributions et portant organisation de la direction des affaires vétérinaires, alimentaires et rurales (DAVAR)

Missions : réglementation, planification, statistiques, contrôle et police dans les domaines agricole, rural et de santé publique vétérinaire.

Service d'inspection vétérinaire, alimentaire et phytosanitaire (SIVAP) : réalisation des missions suivantes portant sur la santé publique vétérinaire et la protection des végétaux :

- missions de santé animale : inspection sanitaire des animaux vivants sur les foires, marchés ou expositions ; mise en place des procédures de police sanitaire. Mise en quarantaine et suivi des animaux importés ; réalisation d'enquêtes épidémiologiques

; contrôle de l'identification des animaux ; contrôle des produits biologiques vétérinaires et de la pharmacie vétérinaire ; contrôle de l'exercice de la médecine vétérinaire.

- missions d'hygiène alimentaire : inspection vétérinaire ante mortem des animaux et post mortem des viandes et abats ; contrôle de l'hygiène et de la salubrité des denrées alimentaires ; participation à la réalisation d'enquêtes épidémiologiques ; mise en oeuvre de plans de surveillance ; contribution à la répression des fraudes et des falsifications dans la vente des denrées alimentaires et des produits agricoles.
- missions de protection des végétaux : surveillance et inspection sanitaire des productions végétales ; lutte contre les organismes nuisibles aux végétaux constituant des fléaux ; contrôle de l'homologation, de la distribution et de l'utilisation des produits phytosanitaires ; contribution à l'organisation des avertissements agricoles.
- missions d'inspection à l'importation : contrôle sanitaire et de salubrité des denrées alimentaires, contrôle sanitaire des végétaux, produits végétaux , animaux et produits animaux introduits en Nouvelle-Calédonie.
- missions de certifications vétérinaires et phytosanitaires à l'exportation de denrées alimentaires, des animaux des produits animaux, des végétaux, des produits végétaux et des produits d'origine végétale.

Le SIVAP peut également être chargé de préparer les projets de réglementation relatifs à la santé publique vétérinaire et à la protection des végétaux, et les projets de protocoles sanitaires pour l'exportation et l'importation de denrées alimentaires, de végétaux, produits végétaux, animaux et produits animaux.

Service des laboratoires officiels vétérinaires, agroalimentaires et phytosanitaires de la Nouvelle-Calédonie (LNC) : chargé de la réalisation des missions de contrôle, de diagnostics, d'analyses et d'études en laboratoire suivantes :

- analyses, études ou investigations ayant trait notamment au contrôle de la salubrité et de la qualité des denrées alimentaires et de l'eau, à la santé animale et à la protection des végétaux ;
- étude et perfectionnement de moyens d'identification et de lutte contre les maladies des animaux et des végétaux ;
- analyses officielles pour l'exportation et l'importation des animaux et denrées d'origine animale et végétale ;
- toutes analyses à finalité juridique et de contrôle, notamment en matière de répression des fraudes permettant l'amélioration de la qualité dans les filières agroalimentaires, l'amélioration du statut sanitaire des élevages et ayant trait à l'espace rural.

Nombre d'agents : 101

Missions de la D.A.F.E. (Direction du service d'État de l'agriculture, de la forêt et de l'environnement) (Administration de l'État)

Missions :

- SFA - Service de la Formation Agricole : autorité académique pour l'enseignement agricole
- SAG – Service d'Administration Générale : Comptabilité des services

- Aides de l'État : contrats de développement : aides de l'État en faveur des collectivités pour le développement et le rééquilibrage de la Nouvelle-Calédonie dans les secteurs agricole, agroalimentaire et de l'environnement
- Dossiers juridiques : statut juridique des entreprises agricoles : mise en place de nouvelles formes de sociétés et groupements en agriculture.
- Environnement : délivrance des permis CITES dans le cadre de la convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (Convention de Washington), suivi des conventions et initiatives nationales ou internationales relatives à l'environnement (notamment pour la protection de la biodiversité et des récifs coralliens-IFRECOR).

Nombre d'agents : 10

Indicateurs d'activité du Sivap – PIF (point d'entrée frontière)

- Nombre d'agents en pif : 13 à 14 en continue
- Inspection physique des avions privés et commerciaux : 291 sur 1 800 arrivées d'avions
- Inspection physique avec brigade canine à l'arrivée des avions : 169
- Déclarations de marchandises à contrôler par les passagers des avions : 12 072 sur 194 096 passagers
- Inspection physique des passagers : 22721 / 194096
- Inspection physique de navires privés et commerciaux : 1040 sur 1257 arrivées.
- Inspection physique de colis postaux : 676
- Inspections physiques de supports neutres potentiels (containers, véhicules…) : 18 sur 36 891
- Examen documentaires des certificats (marchandises en fret aérien) : 2933 dont 799 inspections physiques en sus
- Examen documentaires des certificats (marchandises en fret maritime) : 12644 dont 1114
- Inspections physiques en sus.
- Permis d'importation délivrés :1909
- Lots de marchandises consignées à l'import :1049
- Lots de marchandises réexpédies ou détruits à l'import :2228
- Lots de marchandises traités à l'import : 497

 © IRD, 2006

Annexes 3 : Analyse du dispositif de surveillance néocalédonien en terme d'acteurs potentiels

La D.D.R. PS - direction du développement rural de la province sud (administration provinciale)

Missions : conception et orientations du développement agricole ; suivi technique, sanitaire, économique et de gestion des exploitations agricoles et forestières de la province Sud en relation avec leur environnement (organismes professionnels, d'assurance, de crédit et de recherche) ; diffusion de l'information et vulgarisation des techniques ; propositions d'attributions et suivi financier des subventions aux exploitations agricoles et forestières ; conception et mise en œuvre des programmes de reboisement et de sylviculture du domaine provincial ; conception et mise en œuvre de programmes de reverdissement.

Nombre d'agents : 110 dont 22 mis à disposition (IAC, AICA)

La D.R.N. PS - direction des ressources naturelles de la Province Sud (administration provinciale)

Missions : aménagement et protection de l'espace terrestre et marin ; gestion, exploitation et conservation des ressources naturelles dont la compétence relève de la Province Sud.

Nombre d'agents : 73

La D.D.E-E PN - Direction du développement économique et de l'environnement de la Province Nord (administration provinciale)

Missions : développement économique de la Province Nord, suivant deux axes complémentaires : les actions structurantes et le développement local ; suivi et mise en œuvre des contrats de développement État / Province ; préparation et mise en place d'actions avec les organismes de recherche et les structures socioprofessionnelles ; élaboration de la réglementation provinciale liée aux secteurs économiques et environnementaux ; valorisation et préservation du patrimoine naturel provincial ; incitation et soutien au développement d'activités (entreprises nouvelles, renforcement des entreprises existantes) ; structuration et développement des activités de pêche ; gestion du patrimoine forestier ; actions en faveur de l'agriculture, du tourisme et des secteurs d'activités tertiaires (artisanat, commerce, services) ; montage, suivi et évaluation des projets dans le cadre du Code de Développement de la Province Nord (CODEV).

Nombre d'agents : 106

La D.A.E. PIL - direction des affaires économiques de la Province des îles Loyauté (administration provinciale)

Missions : les missions de l'ancienne DDF (Direction du Développement et de la Formation) sont réparties au sein de trois nouvelles directions (délibération n° 99.62/API du 30 décembre 1999, relative à l'organisation des services provinciaux).

Le Président de la Commission du Développement Économique, Monsieur Damien YEIWENE, est chargé de l'animation des activités de la Direction.

Les missions de la DAE sont celles prévues par l'arrêté n° 99-682/PR du 31 décembre 1999 avec notamment la gestion des aides dans les domaines socio-économiques et de l'emploi, l'élaboration d'outils statistiques, le suivi d'indicateurs socio-économiques, l'information, l'appui, l'instruction et le suivi des dossiers en matière d'agriculture, d'élevage, de forêts, de tourisme et de pêche et de PME/PMI.

Nombre d'agents : 35

L'I.A.C. - Institut Agronomique Néo-Calédonien Établissement scientifique de la Nouvelle-Calédonie

Missions : favoriser le développement rural en Nouvelle-Calédonie notamment par des réalisations expérimentales dans les domaines agricoles, forestiers, agroalimentaires et de l'élevage ; développer un rôle de conseil des autorités de la Nouvelle-Calédonie pour la mise en œuvre des politiques de développement rural ; diffuser les résultats des expérimentations menées à des fins de recherche en direction des partenaires de l'établissement que sont les Provinces, les professionnels de l'agriculture et les autres institutions de recherche ; participer à la formation des cadres néo-calédoniens , en particulier en assurant la promotion par la formation de scientifiques et techniciens locaux ; développer des relations de coopération scientifique et techniques avec les institutions homologues françaises et étrangères et avec le secteur privé.

Nombre d'agents : 55 + 7 mis à disposition par les provinces

*L'IRD - Institut de Recherche pour le Développement (*Établissement public scientifique et technique de l'État)

Missions :
- la recherche : développer une recherche de haut niveau ;
- l'expertise : renforcer sa capacité d'expertise collégiale au service des pouvoirs publics, institutions ou des entreprises ;
- la formation : contribuer à la formation des cadres scientifiques et techniques des pays et institutions partenaires.

Nombre d'agents : 160 statutaires et 30 en accueil

*L'U.N.C. - Université de la Nouvelle-Calédonie (*Établissement public de l'État)

Missions : L'enseignement et la recherche universitaire

Nombre d'agents : 117

Les association de protection de l'environnement

Association SYMBIOSE	Association des enseignants des Sciences de la Vie et de la Terre (SVT) et de Physique-Chimie de Nouvelle-Calédonie B.P. 8857, 98807 Nouméa Sud)
S.C.O.	Société Calédonienne d'Ornithologie BP 3135, 98846 Nouméa cédex, Nouvelle-Calédonie)
Association ENDEMIA.NC	Faune et Flore de Nouvelle Calédonie Association pour le sauvetage de la flore et la faune endémique (http://www.endemia.nc/)
Association CHAMBEYRONIA	Association pour la connaissance et la protection de la flore des palmiers calédoniens BP 1132, 98845 Nouméa CEDEX
A.S.N.N.C.	Association pour la Sauvegarde de la Nature Néo-Calédonienne 12, Boulevard Vauban - BP 1772, 98845 Nouméa CEDEX)
Association GREVILLEA	Association pour le sauvetage de la flore et la faune endémique BP 5022 Plum, 98875 Mont-Dore)

Les coopératives agricoles

Coopérative Centrale Agricole	4, RP 7, Baie des Dames - Ducos / BP 7 260 - 98 801 – Nouméa
Groupement Agricole des Producteurs de la Côte Est GAPCE	36, voie urbaine 15 - Village / BP 34 - 98 822 – Poindimié
Coopérative Les Grains du Sud	Lotissement industriel / BP 100 - 98 812 – Boulouparis
Société Coopérative Céréalière de Bourail	Nessadiou / BP 847 - 98 870 – Bourail
Société Coopérative Agricole de Kaala-Gomen SCAKG	BP 93 / 98 817 - Kaala-Gomen

L'A.I.C.A - association inter-provinciale de gestion des centres agricoles (Établissement inter-provincial)

Missions :

- **CREA :** référentiel local en production végétale (céréales, maraîchage de plein champ « export » ou d'industrie, oléagineux et protéagineux) ; essais de nouvelles variétés, techniques et calendriers culturaux.
- **LAS :** analyses de terres, analyses foliaires et d'eaux afin de conseiller les agriculteurs, aquaculteurs et paysagistes.
- **CPA :** promotion de l'apiculture et ses produits.
- **CPBL :** promotion de l'utilisation des bois locaux.
- **CTT :** essais agronomiques et promotion des tubercules tropicaux.

Nombre d'agents : 30

LA C.A.N.C- chambre d'agriculture de Nouvelle-Calédonie (Chambre consulaire de la Nouvelle-Calédonie)

Missions : représentation du monde agricole auprès des pouvoirs publics.

- Direction : relations extérieures, publiques et inter-consulaires ; Europe ; promotion ; communication (Magazine « La Calédonie Agricole »)
- Services généraux : tenue du Registre de l'Agriculture ; aides à l'énergie ; fourniture d'engrais.
- Services techniques : économie (observatoire, analyses, Projet Stratégique Agricole, Agroalimentaire et Rural) ; assistance juridique et technique (antennes de Bourail / Koumac) et à la gestion ; élevage (aide à l'amélioration génétique bovine et équine) ; gestion du Marché de Gros ; formation des agriculteurs (continue, apprentissage).

Nombre d'agents : 29

 © IRD, 2006

Annexes 4 : Analyse des atouts et des limites des dispositifs de quarantaine et de surveillance néo-caledonien pour la prise en compte de la composante environementale (espèces envahissantes).

Champ d'application de la CIPV en ce qui concerne les risques pour l'environnement.

FAO -normes internationales pour les mesures phytosanitaires : analyse du risque phytosanitaire pour les organismes de quarantaine incluant l'analyse des risques pour l'environnement Publication No. 11 – Rév. **1 Avril 2003** -ANNEXE 1

L'ensemble des organismes nuisibles couverts par la CIPV s'étend au-delà des organismes nuisibles qui affectent directement les plantes cultivées. La définition donnée par la CIPV du terme organisme nuisible inclut les adventices et autres espèces qui ont des effets indirects sur les végétaux, et la Convention s'applique à la protection de la flore sauvage.

Le champ d'application de la CIPV s'étend également aux organismes qui sont nuisibles parce qu'ils:

- affectent directement les plantes non cultivées/non gérées

L'introduction de ces organismes nuisibles peut avoir des conséquences commerciales minimes, de sorte qu'ils sont moins susceptibles d'être évalués, d'être réglementés et/ou de faire l'objet d'une lutte officielle. La graphiose de l'orme (*Ophiostoma novo-ulmi*) est un exemple de ce type d'organismes.

- affectent les végétaux indirectement

Outre les organismes nuisibles qui affectent directement les plantes-hôtes, il y a ceux qui comme la plupart des adventices ou plantes envahissantes, affectent les végétaux principalement par d'autres effets, tels que la compétition (par ex., pour les plantes cultivées, chardon des champs (*Cirsium arvense*) [adventice des cultures agricoles] ou, pour les plantes non cultivées/non gérées, salicaire à feuilles d'hysope *(Lythrum salicaria)* [compétiteur dans les habitats naturels et semi-naturels]).

- affectent les végétaux indirectement par leurs effets sur d'autres organismes

Certains organismes nuisibles peuvent affecter principalement d'autres organismes mais avoir de ce fait des effets négatifs sur les espèces végétales, ou sur la santé des végétaux dans les habitats et les écosystèmes. Les parasites d'organismes utiles, tels que les agents de lutte biologique, en sont des exemples.

Afin de protéger l'environnement et la diversité biologique sans pour autant créer de barrières déguisées au commerce, les risques pour l'environnement et la diversité biologique doivent être analysés par une ARP.

 © IRD, 2006

IPPC et espèces invasives – Introduction de Ralf Lopian lors du congrès de Braunscheig – sept 2003

The Convention on Biological Diversity (CBD), which was adopted in 1992, incorporates provisions regarding alien species which threaten ecosystems, habitats and species. These provisions raised the attention of plant protection authorities and organizations on a national and international level. National Plant Protection Services as well as the Interim Commission on Phytosanitary Measures (ICPM), the governing body of the International Plant Protection Convention (IPPC), recognised that the aim of the CBD to prevent the introduction of alien species corresponds to the aim of the IPPC to prevent the introduction and spread of plant pests. Since 1999, the ICPM has been actively engaged in clarifying its role in regard to alien invasive species which are plant pests. In 2001, the Interim Commission (ICPM 3) defined that alien invasive species which are plant pests and that are not present (if present then limited distribution and under official control) should be considered quarantine pests and should be subjected to measures according to IPPC provisions. ICPM 3 also outlined that the provisions and standards of the IPPC are directly relevant to, or overlap with the Interim Guiding Principles (Now: Guiding Principles) of the CBD and that IPPC standards should be reviewed to ensure that they adequately address environmental risks of plant pests. In 2003, the Interim Commission (ICPM 5) adopted supplements to the International Standards on Phytosanitary Measures (ISPMs) No. 5 (*Glossary of Phytosanitary Terms*) and ISPM No. 11 (*Pest Risk Analysis for Quarantine Pests*) which elaborated on environmental considerations. In order to avoid conflicting developments within the IPPC and the CBD regarding alien invasive species and plant pests the Interim Commission decided that closer cooperation between the Secretariats of the IPPC and the CBD was needed and has resulted in a Memorandum of Understanding between the two Secretariats.

Prise en considération des micro-organismes en tant qu'espèces envahissantes par la FAO

Communication de la FAO sur l'activité des la Région Asie et Pacifique en vue de stopper les incursions d'espèces envahissantes- 21 octobre 2004

L'introduction d'espèces venant d'un pays et d'un climat étrangers peut parfois être préjudiciable à l'économie, à l'environnement et à la santé humaine dans les nouveaux écosystèmes d'accueil, faute d'ennemis naturels de ces plantes. Loin d'être nouvelle, la menace que constituent les « espèces envahissantes » pour l'écosystème indigène existe depuis des temps immémoriaux. Toutefois, elle s'est accrue avec la diffusion du commerce, des voyages et des transports si bien que les pays de la Région Asie et Pacifique ont décidé de créer un réseau pour limiter la propagation et les effets négatifs de ces plantes.

Compte tenu de la facilité avec laquelle les espèces forestières envahissantes franchissent les frontières nationales et des dégâts qu'elles causent, la FAO a récemment mis en place le Réseau pour la Région Asie & Pacifique sur les espèces forestières envahissantes. Par son action de renforcement des capacités, de sensibilisation et de partage de l'information, le réseau vise à stimuler les échanges de compétences, à contribuer à mettre en place des systèmes pour fermer les filières d'entrée, et à minimiser les risques associés aux espèces forestières envahissantes dans toute la région.

L'un des projets pilotes du réseau vise à limiter la diffusion de la rouille de l'Eucalyptus - une maladie qui met en péril les Eucalyptus de la région Asie et Pacifique. Le parasite responsable de la rouille est d'ores et déjà généralisé en Amérique du Sud et en Amérique centrale, mais jusqu'à présent son incidence est limitée en Asie, où un seul un rapport non confirmé indique sa présence dans la province chinoise de Taïwan. Sa propagation dans les vastes forêts et plantations d'Eucalyptus (et d'autres espèces de *Myrtaceae*) de la région Asie et Pacifique pourrait néanmoins avoir des effets dévastateurs. Des experts des maladies des essences forestières ont discuté de cette menace potentielle à un atelier tenu à Bangkok (19-21 octobre 2004) afin de sensibiliser au problème et de prendre des mesures appropriées pour prévenir l'introduction de ce pathogène dans la région.

Rien que dans la région Asie et Pacifique, les dégâts environnementaux causés par les espèces envahissantes et les mesures prises pour les éradiquer se soldent par de si lourdes pertes que leur coût s'élève à environ 13 milliards de dollars E.-U. par an, rien qu'aux États-Unis. Plus de huit millions d'hectares de forêts sont touchés chaque année en Chine. L'Australie dépense 115 millions de dollars E.-U. par an pour les services de quarantaine et a consacré plus de 139 millions de dollars E.-U. depuis 1996 à des programmes d'éradication de divers ravageurs des plantes.

Méthodes de surveillance biologique du territoire[7]

La gestion risque suppose au-delà des procédures de quarantaine des actions de surveillance.

Ces dernières peuvent être spécifiques et viser un organisme en particulier ou générales pour détecter un changement dans la répartition et la fréquence des espèces.

En l'absence de détection d'un organisme donné sur le territoire, la surveillance générale mettra en œuvre une prospection non orientée (prospection de repérage) ou le réseau de surveillance.

Une fois un organisme nuisible détecté, ou en cas de suspicion de sa présence sur le territoire, la surveillance spécifique s'appuiera sur une prospection orientée (prospection de délimitation ou prospection de suivi) ainsi que le réseau de piégeage.

En fonction du niveau de risque et de l'urgence de la situation il peut être fait appel à différentes méthodes de prospection et d'enquête.

Prospection assistée par des enquêtes postales classiques ou via des supports de communication (journaux, télévision, radio …).

Elles consistent en l'envoi d'un questionnaire ou des messages, adressés à un ensemble de professionnels ou à un public éclairé soit sur la base de listings fournis par un tiers, soit via des supports de communication. Le retour peut être réalisé par courrier ou faire appel à l'outil internet.

---

[7] Source : rapport interne DGAl – M Délos

 © IRD, 2006

Cette méthode sollicite des observateurs volontaires, notamment de la profession agricole s'il s'agit d'un organisme nuisible aux cultures, pour réaliser des observations sur un phénomène donné ou rendre compte d'observations déjà réalisées, observations complétées par des éléments du contexte dans lequel ces observations ont été obtenues (paramètres du milieu ou agronomiques…).

Il peut s'agir soit d'une observation au hasard sur la base d'un constat quelconque (organisme courant et gravité variable) ou liée à un phénomène particulier (organisme rare ou gravité particulière)

La qualité de l'enquête dépend de la capacité des observateurs à réaliser avec précision l'observation demandée.

Un biais existe sur la représentation de l'échantillon d'observateurs, Dans le milieu agricole, ce sont généralement les agriculteurs ou techniciens les plus performants qui répondent.

Un biais important existe quant à l'échelle de notation, le calage entre observateurs étant impossible a priori et le contrôle de ce calage hors de portée.

Le coût de l'opération est réduit et le dispositif de détection potentiellement puissant mais ne permet de couvrir valablement que des problématiques relativement simples, plus la reconnaissance est complexe et plus l'iconographie d'accompagnement de l'opération doit être sophistiquée.

Plus l'enquête est exhaustive et plus les participants sont peu nombreux.

Étant donné qu'il n'y a pas a priori d'évaluation sur le niveau de performance des observateurs, la validité d'une partie des observations est incertaine et le risque d'erreur au niveau du retour est élevé.

Prospection assistée par des enquêtes directes, plus souvent téléphoniques auprès de référents techniques identifiés

Elles consistent à l'interrogation, généralement à distance, de référents techniques (techniciens d'instituts techniques, d'organismes chargés de missions permettant l'observation sur le terrain…) sur l'existence d'un phénomène donné sur une zone donnée et des liens évidents avec des paramètres agronomiques ou du milieu simples.

Cette méthode de base de la recherche d'informations est couramment utilisée, de façon plus ou moins formelle et consciente.

Elle présente l'avantage de porter sur des référents dont on connaît le niveau d'expertise.

Cette méthode est rapide et puissante, elle ne peut porter que sur des phénomènes simples et ponctuels. Elle suppose d'avoir établi un réseau calibré avec des référents identifiés préalablement.

 © IRD, 2006

Réseaux d'observateurs-piégeurs

Il s'agit de la mobilisation d'observateurs extérieurs, formés lors de rencontres régulières. Cette technique permet d'assurer la surveillance des mêmes zones d'observation.

Le retour de l'observation utilise différents supports : le mèl, le téléphone, le fax…

En première approche ce réseau paraît le système idéal. En pratique, la gestion en terme de formation reste lourde, le calage entre observateurs difficile, avec des hétérogénéités dans l'implication de ces derniers. Le bénévolat complique l'assurance d'un résultat conforme à l'attente.

L'observation doit être simple, la complexité ne peut être appréhendée par ce type de réseau qui est à réserver davantage au piégeage ou des observations simples.

Prospections non orientées agriculteur

Il s'agit d'un parcours, par des agents formés, d'un itinéraire routier défini, avec un plan d'échantillonnage des parcelles au cours de l'itinéraire. Ce dernier peut être représentatif de l'espace avec des observations dans une parcelle de la culture visée (maïs, tournesol…) tous les 10 km, représentatif de la fréquence avec une observation toute les 15 parcelles rencontrées de la culture. Il peut s'agir aussi de la recherche de milieux particuliers propice à l'observation d'un phénomène parasitaire donné (proximité de bosquets, de cours d'eau…).

La caractéristique essentielle de ces tournées est que le propriétaire des parcelles n'est pas connu.

La notation portera sur les organismes recherchés, le stade de la plante qui donnera des informations sur la date de semis, la localisation géographique, le type de sol (évaluation sur site complétée par des cartes pédologiques) et des éléments de l'environnement. De nombreux paramètres agronomiques seront ignorés telles la variété, la rotation (approximation possible si résidus de la culture précédente), le travail du sol, les pratiques phytosanitaires sauf à rechercher l'exploitant, démarche fastidieuse et difficile.

Cette méthode permet de couvrir un territoire important et d'avoir un échantillonnage « objectif » des situations. C'est l'outil idéal pour détecter un phénomène nouveau ou émergeant et faire le point sur l'état d'une situation.

Il ne permet pas d'établir des liens exhaustifs entre les paramètres agronomiques et le phénomène observé. C'est une méthode de détection mais pas d'analyse des phénomènes parasitaires.

L'absence de contact avec les exploitants des parcelles support de l'observation permet une mise en œuvre particulièrement rapide.

Prospections orientées agriculteur annuelles

Il s'agit d'un parcours entre des parcelles dont le propriétaire est identifié de façon à recueillir des paramètres agronomiques des parcelles suivies en fin de période d'observation.

 © IRD, 2006

Le support de l'observation peut être la parcelle de l'agriculteur en tant que telle ou une zone de cette dernière indemne d'une protection (parcelle de référence) qui permet de mieux évaluer le parasitisme potentiel.

Chaque réseau est constitué de parcelles de la même culture (maïs ou tournesol ou céréales à pailles…).

Ce dispositif puissant permet d'assurer un suivant dans le temps du parasitisme une année donnée et de comparer les parcelles entre elles dans un contexte climatique donné.

Cette comparaison aura d'autant plus de sens qu'elle résulte d'observations dans un témoin.

Ce réseau permet de mesurer l'impact du climat et l'impact des pratiques et du milieu dans le cadre de la comparaison entre parcelles.

Prospections orientées agriculteur pérennes

Il s'agit d'un parcours identique au précédent mais sur les parcelles identiques d'une année sur l'autre quelle que soit la culture.

Ce réseau permet de mesurer, en sus des informations issues du dispositif de la tournée orienté agriculteur annuelle, l'évolution entre années et l'impact des pratiques sur cette évolution avec un nombre réduit de site de suivi.

C'est un dispositif de surveillance qui étudie les variations par rapport à un point zéro.

Le monitoring environnemental Suisse et le réseau de biovigilance français s'appuient sur ce type de dispositif ?

Déplacements sur alerte

Il s'agit d'une enquête orientée sur la base du signalement d'un phénomène anormal. Le signalement peut être spontané ou provoqué via une information communiquée par la presse ou les avertissements agricoles.

Le signalement déclenche un déplacement sur la parcelle avec notation réalisée par un agent formé et un recueil des paramètres agronomiques auprès de l'exploitant.

Prospections sur dispositifs complexes

Il s'agit d'un parcours entre des dispositifs complexes identifiés qui synthétisent sur un espace limité des paramètres de diversité agronomique.

Ces réseaux permettent une économie de temps par rapport aux tournées tout en permettant d'appréhender une diversité agronomique large. Ils facilitent la segmentation du risque sur des bases agronomiques. Il permettent aussi de « révéler » des risque potentiels non exprimés ou non encore exprimés, par le choix de couples dates de semis x variété extrêmes.

 © IRD, 2006

Les méthodes et les bases de données OEPP, outil d'appui technique aux ARP en Nouvelle calédonie

EPPO activities on plant quarantine[8]

Voir site.

Monitoring de la biodiversité en Suisse (BDM-CH)[9]

Le concept ne se fixe donc pas seulement sur les espèces rares et menacées, mais également sur les espèces répandues. Des relevés sont faits sur toutes les espèces de groupes d'espèces déterminés, bien connus et facilement relevables, provenant de divers échelons trophiques de la diversité biologique (plantes, mousses, papillons, oiseaux, escargots).

Le programme de surveillance, dit monitoring, relève l'état de la biodiversité à intervalles réguliers, afin de

- cerner les tendances
- adapter la politique de protection de la nature aux nécessités
- fixer les objectifs
- Une trentaine d'indicateurs nous renseignent sur
- l'état de la biodiversité
- les influences qui s'exercent sur la biodiversité
- les mesures nécessaires à prendre en faveur de la biodiversité.

Les indicateurs centraux concernent la diversité des espèces. Sur un réseau sondé comprenant 500 surfaces échantillons d'1 km^2 et 1 700 petites superficies exploitées selon un mode déterminé, des relevés sont effectués sur la diversité de certaines espèces répandues. **Les espèces rares et menacées font l'objet d'une surveillance spéciale**.

Dans cette perspective, trois types de « monitoring » de biodiversité ont été développés en Suisse à des fins de connaissances diverses :

Un dispositif dit « α », correspondant aux suivis sur des sites limités en taille, référencés géographiquement, portant sur de nombreuses espèces vivantes (plantes, mollusques, oiseaux, poissons, amphibiens, arthropodes, vertébrés) sur tous types de milieux et sans contrainte spécifique. La mesure porte sur l'état des espèces en présence. Ce dispositif est considéré comme plus opérationnel pour le suivi des variations des espèces communes, largement répandues. C'est le dispositif qui présente le niveau de sensibilité le plus élevé.

Un dispositif dit « β », cible davantage les habitats avec une échelle d'étude plus vaste. Son niveau de sensibilité est intermédiaire.

Un dispositif dit « γ », à très large échelle, étudie les espèces rares ou en voie d'extinction. C'est le dispositif qui a le niveau de sensibilité le plus faible.

---

8 http://www.eppo.org/QUARANTINE/quarantine.htm

9 http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/fr/fachgebiete/fg_pflanzentiere/artenvielfalt/biodiversitaet/biodiversitaet_monitoring/index.html
http://www.biodiversitymonitoring.ch/francais/aktuell/portal.php

 © IRD, 2006

Délibération n° 95-257 at du 14 décembre 1995 relative à la protection de la nature - Assemblée territoriale de la Polynésie française

Chapitre III : des espèces menaçant la biodiversité

Article 22 : Introduction d'espèces nouvelles

L'introduction, quelle qu'en soit l'origine, sur le territoire de la Polynésie française, l'importation sous tous régimes douaniers, de spécimens vivants d'espèces animales ou végétales n'existant pas sur le territoire à la date de parution de la présente délibération, sont interdites.

Il peut être établi, par arrêté pris en conseil des ministres, une liste des espèces animales et végétales pour lesquelles il est accordé une dérogation générale et permanente à l'interdiction d'introduction, en raison de leur intérêt économique et de leur innocuité sur la biodiversité.

En outre, des dérogations particulières peuvent être accordées par arrêté pris en conseil des ministres. L'autorité administrative fonde sa décision favorable sur les éléments ou études, à la charge du pétitionnaire, établissant l'innocuité de l'introduction ou de l'importation du spécimen sur la biodiversité locale.

Toute introduction ou importation de spécimens à des fins autres que celles expressément spécifiées dans l'autorisation administrative fera l'objet des sanctions pénales mentionnées au chapitre IV de la présente délibération.

Article 23 : *Contrôle des espèces présentes sur le territoire et menaçant la biodiversité*

Le conseil des ministres fixe par arrêté une liste des espèces déjà présentes sur le territoire dont le développement présente une menace actuelle ou potentielle pour la biodiversité. Cette liste est appelée liste des espèces menaçant la biodiversité.

L'introduction nouvelle, quelle qu'en soit l'origine, sur le territoire de la Polynésie française, l'importation nouvelle sous tous régimes douaniers, de spécimens vivants d'espèces menaçant la biodiversité sont interdites.

Des arrêtés pris en conseil des ministres précisent: les conditions d'opérations de contrôle, voire d'éradication, des populations d'espèces menaçant la biodiversité qu'il convient de mettre en œuvre.

Article 24 : *Transfert d'une île d l'autre*

Tout transfert d'une île à l'autre de spécimens vivants d'espèces menaçant la biodiversité est interdit.

De plus, le conseil des ministres fixe par arrêté deux listes I et II complémentaires des espèces dont le transfert est interdit ou contrôlé. Le transfert de spécimens vivants d'espèces inscrites à la liste I est interdit, à l'exception des îles précisées pour chaque espèce et sous réserve de l'obtention d'une autorisation administrative. Le transfert de spécimens vivants d'espèces inscrites à la liste II est soumis à l'obtention préalable d'une autorisation administrative entre certaines îles précisées pour chaque espèce. Ce même arrêté précise les conditions d'obtention de l'autorisation sus mentionnée.

Chapitre IV : dispositions pénales

Article 25 : Quiconque mettra les fonctionnaires et agents habilités dans l'impossibilité d'accomplir leurs fonctions sera passible des peines prévues à l'article 26 ci après sans préjudice, le cas échéant, des peines prévues par les articles 209 et suivants du code pénal.

Article 26 : Les infractions aux dispositions des articles 6, 7, 10, 11, 13, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23 et 24 de la présente délibération sont passibles des peines applicables aux contraventions de la cinquième classe.

Article 27 : Sous réserve d'une homologation par la loi :

1 ° Infractions

sont punies d'une amende de 50 000 à 1 000 000 F CFP les infractions aux dispositions des articles 6, 7, 10, 11, 13, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23 et 24 de la présente délibération.

En cas de récidive, il sera prononcé une peine d'emprisonnement de deux à six mois et une amende de 350 000 à 9 000 000 F CFP, ou l'une de ces deux peines seulement.

En outre, les infractions aux dispositions des articles 16, 17, 18 et 19 sont passibles des sanctions suivantes

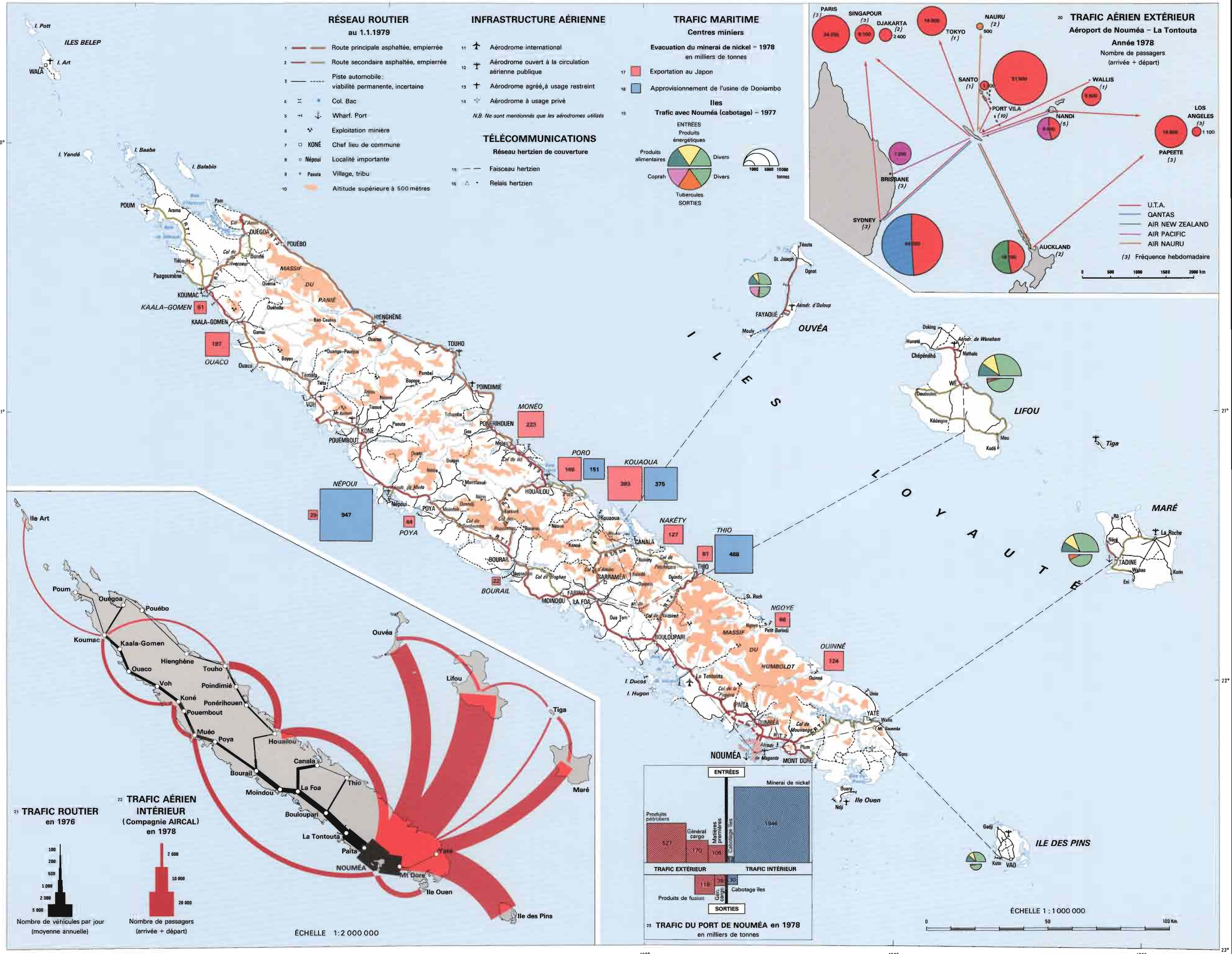
confiscation des armes, filets, engins et autres instruments de capture, de récolte ou d'enlèvement, ainsi que des moyens de transport (avions, bateaux, automobiles, etc.) utilisés par les contrevenants, prononcée par le tribunal en cas de condamnation ;

confiscation et, s'il y a lieu, destruction des armes, filets, engins, instruments de capture, de récolte ou d'enlèvement, moyens de transport (avions, bateaux, automobiles, etc.) abandonnés par les contrevenants restés inconnus, ordonnées par le tribunal, sur le vu du procès-verbal.

confiscation des spécimens prononcée par le tribunal. Les spécimens vivants seront dans la mesure du possible, sur proposition de la délégation à l'environnement, réintroduits dans leur milieu naturel d'origine. A défaut il sera procédé soit à leur remise contre décharge à des personnes physiques ou morales oeuvrant pour la recherche ou pour la conservation de la nature, soit à leur destruction.

En outre, les infractions aux dispositions des articles 22, 23 et 24 sont passibles des sanctions suivantes :

confiscation des spécimens prononcée par le tribunal. Il sera procédé à la destruction immédiate des spécimens vivants d'espèces végétales. Les spécimens vivants d'espèces animales seront dans la mesure du possible, sur proposition de la délégation à l'environnement, renvoyés vers leur lieu d'origine. A défaut il sera procédé à leur destruction.

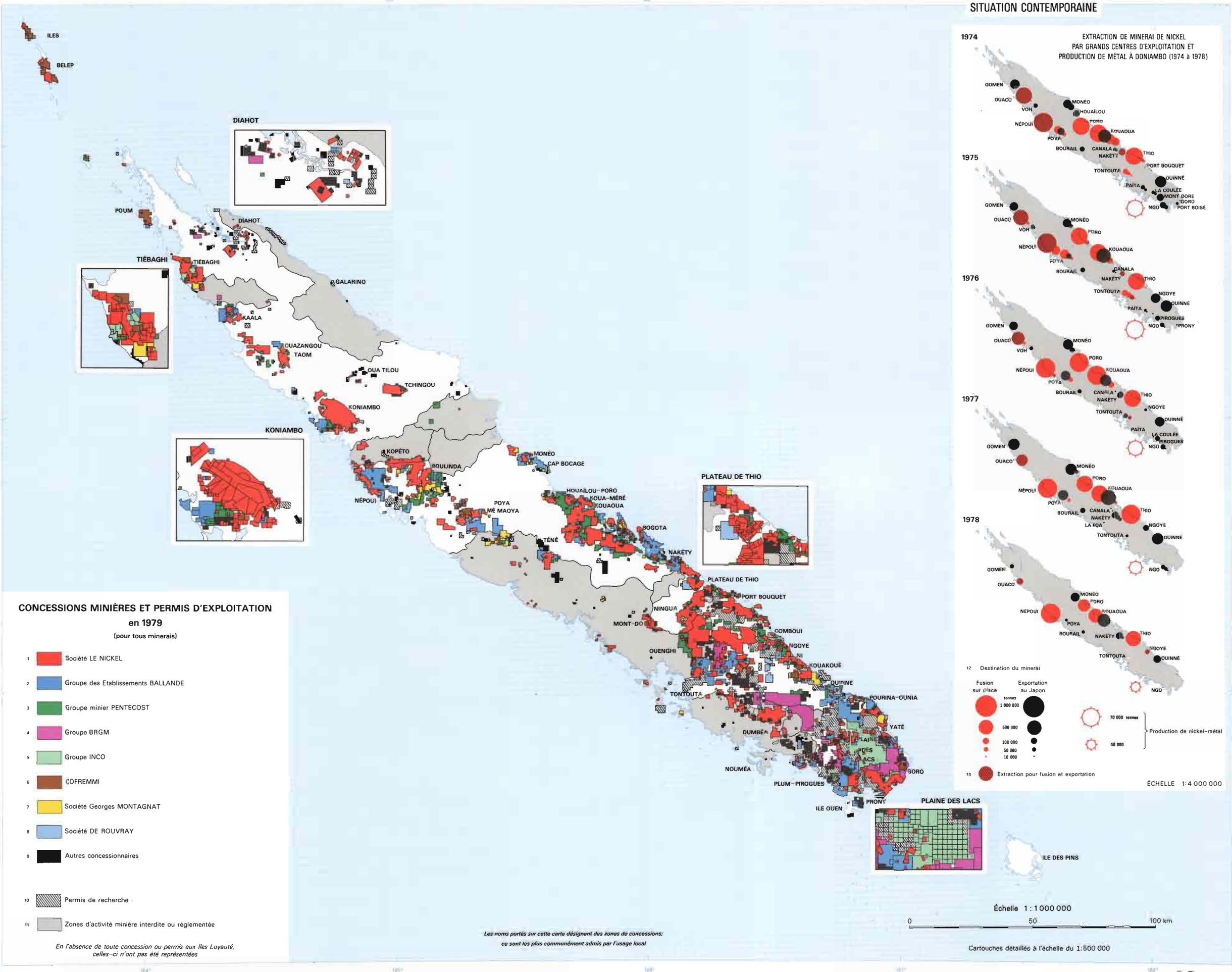


© O.R.S.T.O.M. 1981
Carte établie par J.P. DUBOIS - ORSTOM 1980

Retour au Sommaire

DOMAINE MINIER, MINES ET MÉTALLURGIE

SITUATION CONTEMPORAINE



© O.R.S.T.O.M. 1981

Planche établie par P. BEUSTES (Service Topographique), B. ANTHEAUME et J.F. DUPON (ORSTOM) – 1979

 © IRD, 2006

QUESTION 12

Suggestions

Alain COLÉNO[1]

[1] Bureau des Ressources Génétiques, 16, rue Claude-Bernard, 75231 PARIS cedex 05 -
Courriel : alain.coleno@wanadoo.fr

 © IRD, 2006

Présentation

L'archipel néo-calédonien est fortement dépendant de l'extérieur pour la fourniture de produits alimentaires frais ou déjà élaborés. Par ailleurs, le développement des filières minières et, d'une manière générale, les échanges commerciaux ou les flux touristiques font intervenir des partenaires situés sous tous les climats de la planète. L'archipel est donc exposé à des introductions fortuites ou volontaires d'espèces allochtones très diverses, d'autant plus que son climat subtropical tempéré le rend accueillant aussi bien pour des espèces de climat tempéré que de climat tropical. Certaines d'entre elles peuvent à tout moment se révéler envahissantes avec des conséquences dramatiques pour l'environnement. Compte tenu de la richesse spécifique de l'archipel et de l'importance de l'endémicité, des phénomènes d'envahissement se traduiraient par une banalisation de la flore et de la faune, ce qui aboutirait à anéantir les avantages de l'archipel, liés à la qualité des paysages.

L'étude réalisée sur la population de vertébrés montre de manière rigoureuse l'existence d'entités bien individualisées au plan biologique. La réalité, en ce qui concerne l'impact des espèces allochtones (envahissantes ou non), doit mener à des raisonnements différenciés selon chacune de ces entités. De plus, le traitement des frontières externes présente autant d'intérêt que celui des frontières internes. La réflexion, en termes de stratégie, d'examen et d'intervention, doit effectivement avoir lieu île par île. Si, par exemple, le cerf rusa doit être contenu par des plans de chasse efficients là ou il se trouve actuellement, il est particulièrement recommandé d'en interdire absolument l'extension aux autres entités de l'archipel. Le choix de faire porter l'analyse sur les vertébrés est une conséquence directe du nombre et de la qualité des informations publiées sur cet ensemble vivant. La même analyse n'a pu être réalisée sur les plantes ou les invertébrés à cause du manque criant de références dans la littérature.

Une des recommandations est donc de saisir, dans l'avenir, toutes les occasions pour combler ces lacunes, particulièrement pour les îles Loyauté. La production de fiches, dédiées aux espèces dont l'introduction doit à tout prix être évitée, a été réalisée pour les plus importantes d'entre elles. Il est toutefois recommandé de se saisir de ces listes et de les faire évoluer en considérant les espèces recensées dans diverses listes internationales d'espèces envahissantes dans d'autres lieux. Les sites web qui permettent une telle opération ont été indiqués tout au long des contributions. Les fiches ainsi recueillies comportent généralement des indications sur les modalités d'intervention possibles, quant elles existent. Ces données sont facilement accessibles dès lors que sont connus les noms scientifiques et la synonymie des espèces considérées. Certaines espèces déjà introduites, ou dangereuses, peuvent n'être connues localement que par leur nom vernaculaire ; il conviendra alors de s'appuyer sur les scientifiques présents dans l'archipel ou de faire appel à l'expertise de la région. Pour répondre à cette exigence, toutes les espèces citées dans le cours des diverses contributions l'ont été de cette manière.

Amélioration du dispositif de quarantaine

Le dispositif législatif néo-calédonien pour la surveillance et le contrôle sur le territoire de l'archipel, essentiellement organisé pour empêcher l'introduction de parasites végétaux et animaux, permet une prise en compte théorique partielle de la problématique des espèces envahissantes, dès lors que celles-ci sont potentiellement nuisibles aux végétaux. Il présente des lacunes auxquelles il est possible de remédier pour lui permettre de répondre efficacement aux problèmes spécifiques de la quarantaine animale et végétale.

Par contre, il n'est pas bien adapté au traitement de l'ensemble des problèmes d'espèces envahissantes. Par ailleurs, il n'existe pas de dispositif suffisamment cohérent d'instruction et d'intervention sur le problème des espèces envahissantes.

Les principales lacunes viennent de l'absence d'un laboratoire d'identification phytosanitaire et d'une station de quarantaine permettant de contrôler l'introduction d'espèces jugées utiles. Ces deux lacunes ne peuvent être comblées par une meilleure organisation, mais bien plutôt par un investissement significatif.

Il faut créer et équiper la composante phytosanitaire du laboratoire de la DAVAR et lui donner les moyens de son efficacité. Ce laboratoire pourra alors réellement sécuriser les opérations de contrôle phytosanitaire ; il sera également apte à traiter le problème des espèces envahissantes.

Il faut mettre en place une quarantaine végétale pour sécuriser toute introduction volontaire acceptée.

D'autres améliorations possibles concernent les opérations de contrôle et les liaisons avec le système douanier. Ces améliorations sont présentées dans le document de Marc Delos. Mais nous devons souligner plus particulièrement les problèmes relatifs aux modifications de textes nécessaires pour soumettre au contrôle phytosanitaire, étendu aux espèces envahissantes, des produits dont la codification douanière leur permet d'échapper aux contrôles (emballages en bois, par exemple, ou cartons ondulés qui sont tous deux des abris possibles pour des insectes du type blatte).

Une remarque toutefois à ce propos. Compte tenu de leur incidences financières, ces propositions, que l'on a retrouvées également dans le rapport de Budd[1], demandent à être hiérarchisées. Ainsi, nous recommandons en première priorité tout ce qui est lié à l'activité phytosanitaire, c'est-à-dire la réalisation du laboratoire, la formation des agents, et la participation plus forte avec les réseaux de compétence de la zone pacifique (CPS) mais également avec les réseaux francophones des collectivités d'outre-mer, ainsi qu'avec l'expertise scientifique de pays voisins (Australie, Nouvelle-Zélande, Hawaii, etc.). Nous recommanderions, compte tenu de l'importance accordée aux analyses de risques, d'acquérir d'une manière ou d'une autre la compétence pour instruire et

[1] BUDD K, 2004 - Review of biosecurity risk management in New Caledonia. Rapport pour la DAVAR de Nouvelle Calédonie. Avril, 28 p.

analyser ce type d'analyses. Le CIRAD a installé à la Réunion une structure très importante qui détient l'expertise sur tout le domaine relatif à ce sujet : cette expertise peut être mobilisée pour des interventions ou pour de la formation. Éventuellement, l'instruction de tels dossiers pourrait être confiée à des experts externes reconnus.

Pour les autres sujets d'importance, il conviendra de fixer sur place les priorités à suivre.

La prévention contre le risque dû aux espèces envahissantes nécessitera une intervention aux frontières selon des techniques connues d'échantillonnage, et avec une approche analytique menée par des spécialistes des deux domaines, animal et végétal. Seuls les organismes de quarantaine et ceux figurant sur la liste négative pourront être concrètement recherchés. Ce travail est du ressort du territoire et il paraît donc logique de s'appuyer, pour le réaliser, sur la composante phytosanitaire du laboratoire de la DAVAR qui, quand elle sera créée, aura alors la compétence nécessaire.

Prise en compte des problèmes environnementaux

La prise en compte formelle et organisée du problème des espèces envahissantes demande le développement des cinq points suivants que nous allons détailler.

Un travail de coordination

La loi organique conserve, au niveau du territoire, les problèmes de police sanitaire, zoo- ou phytosanitaire. Le problème des espèces envahissantes (individualisé depuis peu en tant que tel) n'est pas recensé explicitement dans les textes, mais le territoire a toute latitude pour s'en saisir et le traiter comme il le souhaite en laissant les questions environnementales sous la responsabilité des provinces. Ce choix est judicieux compte tenu de l'implication souhaitable forte des communautés et du caractère patrimonial des ensembles écologiques à protéger des effets de toute espèce envahissante. Une espèce envahissante, par essence, ne connaît pas les frontières et il n'est pas possible d'envisager des politiques environnementales séparées pour des ensembles présentant une continuité territoriale, ou fortement liés au plan économique et soumis par ailleurs à des pratiques d'échanges multiples (commerce, échanges familiaux, tourisme). Il est bien clair, par contre, que la mise en œuvre d'une politique raisonnée en commun doit être parfaitement adaptée à chacun des ensembles. Bien que les responsabilités en matière d'environnement soient partagées entre le territoire et les provinces, et que chacun en ce qui le concerne a mis en place des textes réglementant certains aspects, il est essentiel qu'une coordination générale soit établie entre tous les acteurs du dossier environnemental. Cette nécessité est parfaitement comprise par tous ceux qui ont à connaître le problème des contrôles aux frontières (rappelons ici le vœu 1/2002 du Conseil économique de la Nouvelle-Calédonie).

En l'occurrence, une petite structure de travail réunissant les responsables du territoire et des provinces pour les questions environnementales devrait être formalisée (une sorte de GIS -groupement d'intérêt scientifique-, ou un bureau du comité de l'environnement, par exemple). Cette structure aurait pour objet de faire des

propositions qui soient pertinentes pour toute question environnementale, et également cohérentes avec les diverses situations de l'archipel néo-calédonien. Elle aurait également à mettre en œuvre sur le terrain les dispositions raisonnées en commun. Elle devrait développer des liens avec les réseaux du Pacifique, en particulier sur les espèces envahissantes[2]. Rappelons ici que la Nouvelle-Calédonie participe au programme PROE (Programme régional océanien de l'environnement) et que ceci lui fournit une source de renseignement et d'échanges sur les problèmes environnementaux.

Des textes réglementaires à aménager, ou à produire, puis à adopter au niveau du territoire et des provinces

Cas des demandes d'introductions volontaires d'espèces supposées répondre à un besoin identifié (agriculture, horticulture, chasse, animaux de compagnie)

La possibilité d'intervenir avant l'introduction permet de n'accepter que des introductions sans risques, ou à risques calculés. Il faut se prémunir contre toute introduction inconsciente et de bonne foi d'une espèce qui révèle par la suite un potentiel d'envahissement. Pour cela, il est nécessaire d'adopter un principe de précaution où « tout ce qui n'est pas permis est interdit » et d'établir une liste positive ouverte, abondée au vu d'une analyse de risque liée à toute demande d'introduction d'espèce étrangère pour quelque motif que ce soit. Le fait pour une espèce de ne pas se trouver sur cette liste devrait valoir interdiction (une position semblable a été adoptée dans les îles de la Société).

La mise en place d'un contrôle systématique des établissements horticoles de production et de vente d'espèces animales et végétales serait également une mesure bénéfique.

Cas des importations de tout type

À la faveur de mouvements commerciaux, ou relevant d'activités de tourisme, des espèces envahissantes peuvent être introduites fortuitement. Il n'est pas possible d'interdire ces mouvements qui sont à la base du développement économique de l'archipel ou qui accompagnent la vie des habitants de l'archipel, mais il convient de les sécuriser au maximum. Rappelons ici que la voie d'entrée la plus risquée est celle du commerce des plantes ornementales.

L'introduction d'une espèce de manière fortuite est un évènement rare qui peut avoir une incidence catastrophique. Toutefois, sa fréquence augmente avec l'importance des échanges ; elle est maximale en province Sud. Une fois introduite, une espèce envahissante se développera de manière inéluctable, à moins d'une intervention efficace menée à bon escient (après analyse de risque ou après toute autre méthode alternative préférable). Ces interventions, dont on peut recueillir la description en interrogeant les sites indiqués dans les contributions d'Andy Sheppard et de Jean-Yves Meyer, doivent être raisonnées en fonction du contexte (à titre d'exemple, la lutte biologique qui fait merveille dans des environnements insulaires de petite dimension connaît cependant parfois des faiblesses). Parmi les mesures proposées dans le cadre de cette expertise

[2] pacific island invasive species initiative www.ISSG.org

collégiale, cinq d'entre elles peuvent être assorties d'un degré d'urgence un peu plus fort. Il conviendrait ainsi :

- D'adopter un principe d'examen préalable de chaque filière d'importation en réalisant une analyse de coût / bénéfice (ou toute autre analyse alternative). Cette analyse viendrait en appui de la décision publique d'accepter l'importation. Elle permettrait de caractériser le risque spécifique de la filière et donnerait également le cadre réglementaire et technique de suivi du risque accepté (méthode d'analyse et d'échantillonnage).
- D'adopter le principe d'une liste négative ouverte comprenant les organismes de quarantaine, du point de vue des espèces envahissantes. L'expertise recommande l'inscription sur cette liste après ARP[3] des espèces signalées dans le cadre des différentes contributions de Lloyd Loope, Jean-Yves Meyer et Hervé Jourdan. De mettre en place un programme de vigilance et d'alerte, en s'appuyant sur les systèmes régionaux diffusant des listes d'alerte (Sheppard et Loope, ce volume). (De même, les sites web signalés dans la même contribution apportent les éléments pour raisonner au cours du temps sur les risques encourus par l'archipel).
- D'adopter un principe de responsabilité de l'importateur ou de l'exploitant, chaque fois qu'il obtient par délégation la franchise d'effectuer lui-même les détections et les surveillances.
- De lier toute nouvelle installation à la réalisation d'une station de surveillance de la biodiversité en effectuant un point zéro : le but est de disposer, pour ce point, d'un inventaire de la biodiversité, avec un degré d'exhaustivité acceptable compte tenu des moyens disponibles. On peut choisir, si cela est possible, des indicateurs biologiques représentatifs du milieu considéré dont les modifications quantitatives ou qualitatives signent de manière certaine une atteinte du milieu. Le choix de ces indicateurs doit également tenir compte des difficultés de détermination et de la présence de personnel compétent pour reconnaître ces indicateurs servant de référence de suivi et permettant également d'argumenter en cas de litige.

Mise en place d'un réseau de surveillance

La surveillance aux points d'entrée doit être exercée de manière différenciée pour le contrôle aux frontières externes du territoire et aux frontières internes de l'archipel. Dans le premier cas, les inspections douanières déterminent les marchandises qui demandent un traitement par les agents phytosanitaires ; il n'y a rien à changer sur ce processus. Par contre, dans le deuxième cas, il faut tenir compte des situations des trois entités de l'archipel. Les contributions de ce document nous ont montré que la Grande Terre rassemble la plupart des espèces allochtones ; il n'en est pas de même pour les îles habitées. Il convient donc d'établir un contrôle qu'il faudra raisonner en termes d'efficacité et d'acceptabilité aux frontières de ces entités. À Tahiti, qui connaît ce type de problème, d'une part les gendarmes ont été sensibilisés pour empêcher le débarquement d'animaux vivants interdits et, d'autre part, des agents de contrôle phytosanitaire (du moins là où ils existent) ont qualité pour prélever et détruire des colis

[3] ARP : analyse de risque phytosanitaire et environnemental

contenant des produits végétaux interdits. Le transfert de plantes n'est autorisé que si les racines sont nues. Il va sans dire que la mise en place d'un tel système doit être accompagné par une opération ciblée et pertinente de communication.

Malgré la qualité et la vigilance d'un contrôle aux frontières, il faut être conscient que toute décision d'entrée sur le territoire, prise à la suite de contrôles réalisés sur échantillons, comporte un risque. En admettant que l'analyse effectuée sur échantillon détecte de manière certaine la présence d'un éventuel contaminant, il reste qu'un échantillon n'est jamais parfaitement représentatif de la population et que l'incertitude correspondante représente le risque accepté ; il ne peut jamais être nul ! En conséquence, se contenter des contrôles aux frontières n'est pas suffisant. La force d'un système de prévention repose bien entendu sur tous ces éléments, mais il ne prend toute sa mesure qu'avec la mise en place d'un réseau de bio-surveillance.

Ce réseau devrait comporter :

- Toutes les stations de surveillance de la biodiversité, établies pour témoigner de l'état de la biodiversité avant toute installation industrielle, minière ou commerciale (ensemble touristique, en particulier).
- Des stations écologiques implantées en fonction de leur représentativité des ensembles écologiques de l'archipel.
- Un programme de surveillance assuré d'une part par des agents identifiés appartenant aux services du territoire et des provinces, pour les visites de terrain et les prises d'échantillons éventuelles, et, d'autre part, par des scientifiques mobilisés pour les examens de laboratoire (personnels de la DAVAR ou des instituts de recherche présents dans l'archipel). Il est clair que ceci demande un renfort significatif des personnels affectés à ce type d'opérations. À titre de comparaison, la conduite d'opérations de surveillance sur site sensibles pratiquée à Hawaii emploie deux agents.

Il faut impérativement qu'une personne (ou un organisme) clairement identifiée soit investie de l'animation de ce réseau.

Mise en œuvre de procédures d'urgence

À moins d'arrêter tous types de communication entre les entités de l'archipel, et vis-à-vis de l'extérieur, il est probable (à faible fréquence, si le système de prévention mis en place est de qualité) que des cas de développement fortuit d'espèces indésirables puissent être identifiés. Il est fondamental, dans ce cas, d'intervenir le plus tôt possible (les contributions des experts de cette expertise contiennent quelques exemples détaillant les coûts de ces éradications en fonction du temps) pour, dans un premier temps, tenter l'éradication ou, à défaut, mettre en place un programme destiné à contrôler le développement de cette espèce.

Ceci demandera :

- Une mobilisation des moyens publics et des énergies privées concernées, en particulier les associations naturalistes volontaires, dans le cadre d'un programme financé pour partie par le territoire, les provinces et des bailleurs de fonds intéressés par ces initiatives (EU, WWF, etc.).

– Un programme d'éradication pour les espèces potentiellement invasives (par référence à leurs comportements signalés dans les listes d'alerte) et pour les espèces envahissantes dont le développement est encore faible (une enquête préalable est nécessaire). L'éradication est une méthode de choix, mais il convient de rester pragmatique ; elle ne peut être envisagée en toute circonstance. Quelques éléments pour raisonner correctement à propos de cette opération sont donnés dans la Question 8 (Loope et *al*., ce volume).

– Un programme de lutte visant à contenir le développement des espèces installées trop fortement.

Sensibilisation des communautés par un effort constant de communication

Ce dernier point est une condition nécessaire à la réussite de toute opération sur le sujet des espèces envahissantes, comme d'ailleurs pour toute opération destinée à protéger le patrimoine. Les contributions sur ce thème apportent des éléments pertinents pour fonder une campagne de communication. Mais il n'a pas été possible d'analyser une telle campagne faute de pouvoir disposer dans la littérature, publiée ou grise, d'analyses d'impact consacrées à une quelconque campagne de communication qui se serait déroulée sur l'archipel. Il est cependant possible de souligner quelques points importants pour la réussite d'une campagne :

– Un travail d'évaluation (en utilisant tel ou tel indicateur pertinent de suivi, préalablement choisi) réalisé dans le cours de la campagne et à son terme permet de comprendre les raisons des réussites et des échecs et, par voie de conséquence, d'augmenter significativement au cours du temps le pourcentage de réussite des campagnes.

– Une campagne d'information doit être mise en œuvre et s'inscrire dans le cadre du plan de conduite de la campagne. Elle est un outil de réussite de l'objectif.

– Un problème essentiel pour la réussite de la campagne est la définition des groupes cibles. Ces groupes sont, la plupart du temps, définis par rapport à leur stratégie d'acteur. Une expérience intéressante pourrait être menée avec l'implication des entreprises minières. Elle aurait pour objectif, par une approche appropriée, de sensibiliser les ouvriers qui se succéderont sur le site et ainsi d'éviter l'entrée de produits à risques dans un sens comme dans l'autre.

– Une campagne de formation précoce pourrait être organisée en direction des scolaires, comme cela a déjà été le cas avec le CRDP et à l'initiative de la province Sud.

Financement

Ces propositions ont un coût. Plusieurs possibilités existent pour dégager des ressources qui permettraient de mettre en œuvre ces propositions. On pourrait envisager, par exemple, une taxe affectée à la protection de l'environnement : taxe à l'importation basée sur le volume des échanges, taxe (en partie) sur le foncier bâti, taxe sur les

transports aériens, au motif des conséquences de ces actes sur l'environnement et du fait qu'une des richesses principales de l'archipel est précisément de pouvoir offrir un environnement original du fait de ses paysages, de sa flore et de sa faune.

On peut également envisager d'exiger des responsables de projets touristiques, ou de projets industriels nouveaux, de contribuer directement à la mise en place des analyses coût / bénéfices nécessaires pour asseoir le projet mais également de contribuer aux opérations de surveillance environnementale desdits projets, en particulier pour éviter le développement d'espèces envahissantes.

Les autres pistes de financement possibles sont, bien entendu, le recours aux dotations de l'Assemblée territoriale et des organes de décision des provinces.

Par ailleurs, des bailleurs de fonds internationaux peuvent également être sollicités en présentant, aux guichets prévus, des dossiers cohérents, pertinents et en phase avec les objectifs des programmes de financement proposés. Ces bailleurs de fonds sont, par exemple :

- l'Europe (voir le projet « net-biome », réseau d'échange piloté par la région de la Réunion et ressortissant au 6ème PCRD) ;
- les organismes internationaux concernés par les questions d'environnement (FEM) (la réunion de Juin 2005 du PROE avait mis à son ordre du jour le problème des critères d'accès à l'assistance des bailleurs).

Mais on peut aussi concevoir une véritable politique de développement fondée sur la protection et le développement d'actions coordonnées et d'installations de parcs naturels protégés comme cela est réalisé dans nombre de pays qui ont décidé de fonder, au moins pour partie, leur développement sur un tourisme vert. En effet, l'environnement a longtemps été considéré plutôt comme une source de problèmes que comme un ensemble de ressources valorisables. Cette constatation repose sur une vision ancienne de la nature. Mais l'intérêt de chaque pays est de fonder son développement sur des activités originales et, autant que possible, à en préserver les bases. L'archipel néo-calédonien, véritable « hot spot de la biodiversité », détient une variété de paysages et possède des espèces endémiques en grand nombre. Il a donc la possibilité de développer intelligemment un tourisme vert qui, dans d'autres pays (l'exemple du Costa Rica est à cet égard exemplaire), représente l'activité économique principale, génératrice d'emploi et de devises. Il ne tient qu'aux communautés de l'archipel soit de voir disparaître tous les composants de cette exceptionnelle situation environnementale, soit de les préserver dès maintenant, puis de développer cette richesse dans le cadre d'opérations de développement fondées sur une approche de gestion rigoureuse et préservatrice.

Dans une telle perspective, il faut concevoir un projet d'ensemble pour l'archipel, fondé du point de vue financier sur la constitution d'un fond pour l'environnement. L'abondement de ce fond se ferait alors par différentes voies :

- l'institution de taxes ou d'un système d'aide fondé sur des prélèvements effectués sur les produits d'activités économiques directement intéressés ou impliqués par la qualité de l'environnement (comme indiqué plus haut, taxe sur le foncier bâti, sur les opérations de tourisme et proportionnellement au nombre de passagers) ;

– des contributions volontaires, ou instituées, en provenance de projets industriels menaçants pour l'environnement.

Ainsi, étant donné l'ampleur des risques environnementaux consentis par les communautés néo-calédoniennes pour le développement des projets miniers liés à l'exploitation du nickel, il paraîtrait logique de lier au développement de ce projet, celui d'un autre projet visant précisément à la protection de l'environnement et à l'exploitation durable de la qualité de l'environnement néo-calédonien. Il faut pour cela une volonté politique, un opérateur institutionnel dynamique, un projet structuré et ambitieux conduisant à la mise en place d'un réseau d'aires protégées (voir le SPREP ; Thomas et *al*., Question 3 dans ce volume) situées dans chacune des entités de l'archipel et exploitées intelligemment à l'image de ce qui se fait ailleurs (au Costa Rica, entre autres), dans le but de générer des devises et de l'emploi.

Tableau des recommandations

Recommandations	Exigences	Solution et coût
Établir des listes noires ou grises	Disposer du nom scientifique des espèces	Consultation des sites web dédiés
Créer la composante phytosanitaire du laboratoire de la DAVAR	Laboratoire de 70 m^2 environ (électricité, eau, gaz, meuble, placard, paillasses, …) Équipement (optique, autoclave, verrerie, petit matériel, produits de laboratoire, livres de détermination, ordinateur, liaison internet, …) Personnels : - 1 ingénieur, - 2 techniciens - Un véhicule	Coût à évaluer sur place (équivalent en France : 50 000 € environ) Première priorité : ce chiffre pourra être doublé si l'on décide de prendre en compte correctement les analyses de risques
Construction d'une quarantaine	Parcelles protégées et surveillées Serre S 2/3 (*insect proof*)	Coût à évaluer sur place Le coût d'un équipement semblable en France peut aller de 50 000 à 150 000 €, selon les exigences d'isolement
Formations à la détermination et à l'analyse de risques		
Mise en place d'un réseau de surveillance	Stations de surveillance (1 par implantation à risque) Stations écologiques (1 par site caractéristique) Ceci demande pour la surveillance et les contrôles aux frontières internes : * 2 agent pour les îles * 3 agents pour la Grande Terre	Les agents doivent pouvoir être mobilisés dans toutes les parties du territoire. Ils doivent être conduits par la même organisation et former une équipe pour d'évidentes raisons d'efficacité collective Ce nombre peut être amené à augmenter par la suite
Programme d'intervention rapide (urgence) et de traitement des espèces déjà présentes	Établissement d'un fond de protection de l'environnement permettant d'organiser et de sous-traiter éventuellement les opérations d'éradication ou de contrôle	L'assiette de ce fonds dépend de l'engagement du pouvoir politique : taxes sur les opérations industrielles ou commerciales ayant une incidence ou dépendantes de la qualité de l'environnement
Campagnes d'information ou de communication	Objectif défini Indicateurs de suivis définis Analyse et synthèse finale Rédaction et publication	Financement par le fond d'intervention et par les partenaires

Retour au Sommaire

 © IRD, 2006

QUESTIONS 13 À 16

Communication sur le risque

Estelle GOZLAN[1], Alban THOMAS[2],
Jean-Yves MEYER[3]*

[1] INRA / INA-PG - Économie Publique, BP 01, 78850 Grignon – Courriel : Esgozlan@grignon.inra.fr

[2] INRA / LERNA, Université des sciences sociales, 21 allée de Brienne, 31000 Toulouse – Courriel : Thomas@toulouse.inra.fr

[3] Délégation à la Recherche de la Polynésie Française, BP 20981 Papeete, Tahiti - Polynésie Française – Courriel : Jean-yves.meyer@recherche.gov.fr

Résumé

Cet article a pour but d'analyser les fondements théoriques et les conditions pratiques d'efficacité des campagnes d'information et de communication dans le cadre d'un programme de lutte contre les espèces envahissantes. Après une revue de la littérature sur les arguments d'efficacité économique et le rôle de l'information comme complément ou substitut de régulations environnementales de forme plus traditionnelle, nous étudierons les caractéristiques et originalités de différentes campagnes liées aux espèces envahissantes dans le Pacifique Sud. Puis nous analyserons des campagnes de sensibilisation à des risques environnementaux, menées en Nouvelle-Calédonie, afin d'en tirer les éléments originaux. Enfin, nous présenterons certaines spécificités liées au contexte néo-calédonien qui peuvent s'avérer importantes pour la conception d'un programme d'information sur les espèces envahissantes, et nous tenterons de tirer quelques conclusions en forme de recommandations.

* Les auteurs remercient Anne-Claire GOARANT (DRN province Sud), Sylvia CORNU-MERCKY (DR province des Iles), Anne GLANARD (IRD), Lionnel BRINON (Université de Nouvelle-Calédonie), Didier LILLE (IRD) et Andy SHEPPARD (CSIRO) pour leur collaboration. Toute erreur ou imprécision reste de notre responsabilité.

 © IRD, 2006

Campagnes de communication sur le risque : principe, intérêt et modalités d'application

La communication sur les risques est désormais reconnue comme une étape à part entière du processus de gestion des risques (au même titre que l'identification, l'évaluation et le contrôle), et a connu ces dernières années un regain d'intérêt dans les domaines de la santé et de l'environnement. Ainsi les administrations, associations et acteurs privés du monde entier ont de plus en plus recours à des instruments basés sur la diffusion d'informations dans leurs stratégies de gestion des risques environnementaux. Quels bénéfices peut-on en attendre ? À quel stade du problème, l'information communiquée est-elle la plus utile, *ex ante* pour favoriser la prévention, *ex post* pour sensibiliser les populations à la gestion du problème ? Au regard des coûts qu'implique une campagne de communication même sommaire, ces questions n'ont rien de trivial. La littérature économique récente s'est intéressée à ce nouveau mode de régulation et permet de clarifier la rationalité de telles démarches, les bénéfices qu'on peut en attendre et leur rôle en appui ou substitut d'autres types de régulation des risques.

Objectifs et intérêt des campagnes de communication

Rationalité économique à la diffusion d'information environnementale

D'une manière générale, les économistes analysent le fait que l'information de tous les agents ne soit pas parfaite comme un dysfonctionnement de marché, c'est-à-dire l'un des cas où le libre fonctionnement des marchés (non réglementé) ne conduit pas à une situation optimale d'un point de vue collectif. Ceci justifie une intervention publique sous une forme ou une autre : campagnes d'information, labels obligatoires, ou encore standards ou normes de sécurité. Ces interventions, en réduisant l'incertitude liée aux conséquences des choix des individus, leur permet de prendre des décisions conformes à leurs préférences. L'information divulguée ayant pour conséquence de corriger un dysfonctionnement de marché, elle aboutit théoriquement à une augmentation du bien-être collectif par rapport à la situation initiale, c'est-à-dire une meilleure efficacité allocative.

Transposer ce raisonnement aux risques environnementaux, et compter sur la diffusion d'information scientifique pour permettre *in fine* une amélioration socialement souhaitable de l'état de l'environnement, repose cependant sur deux hypothèses relativement fortes :

- la qualité de l'environnement doit être un élément de la satisfaction de certains agents initialement non informés ;
- l'information imparfaite doit être le principal dysfonctionnement de marché lié au risque environnemental considéré.

En effet, l'économie considère les préférences des individus comme une donnée, et (par définition) ne s'intéresse à l'environnement que dans la mesure où l'homme lui accorde une valeur (peu importe qu'elle soit liée à son usage actuel ou futur des

Retour au Sommaire

ressources naturelles et de l'espace, ou simplement motivée par une sensibilité altruiste[1], pourvu qu'elle entre dans la satisfaction des agents). Si l'ensemble de la population est indifférent aux dommages causés aux écosystèmes, la diffusion de messages à contenu scientifique, sur les comportements présentant un risque environnemental par exemple, n'aura bien sûr aucun impact. En ce sens, les messages visant à influencer les préférences individuelles, c'est-à-dire qui vont au-delà de la simple révélation d'éléments inconnus ou sous-estimés, ne relèvent pas de l'efficacité économique (voir la section suivante).

D'autre part, même si l'information de tous les agents n'est jamais parfaite, elle constitue rarement le principal dysfonctionnement de marché dans les problèmes ayant trait à l'environnement. Les problèmes de pollution sont en effet abordés par les économistes comme le résultat d'un autre dysfonctionnement de marché, appelé **externalité négative** et caractérisé par le fait que l'activité d'un agent (victime de la pollution) est négativement affectée par l'activité d'un autre (pollueur), et ceci en dehors de toute relation marchande entre pollueur et pollué qui permettrait d'ajuster le niveau de nuisance *via* les prix. Ces deux dysfonctionnements de marché peuvent se présenter seuls ou simultanément ; mais dans l'hypothèse où ils coexistent, la simple communication d'information sur les risques environnementaux peut s'avérer insuffisante pour atteindre un optimum social. Le tableau 1 illustre le rôle potentiel de campagnes d'information sur les risques environnementaux en présence ou non de dysfonctionnement de marché.

Rationalité politique à la diffusion d'information environnementale

Une préoccupation importante des autorités politiques et administratives, tant à l'échelle locale que globale, concerne la légitimation par leurs administrés des mesures entreprises. Au-delà du simple aspect « démocratique » dans la recherche d'une plus grande transparence, le fait de convaincre les populations des enjeux environnementaux, voire de les impliquer directement dans la gestion du problème, est de plus en plus perçu comme indispensable à l'efficacité des politiques publiques.

En matière de mesure de la disposition des individus à payer pour différents programmes de protection de l'environnement, la plupart des évaluateurs s'accordent sur le fait que la valeur déclarée est influencée par l'information dont disposent les individus sondés. Que ce soit en raison d'une prise de conscience des risques ou d'une inflexion des préférences liée à la campagne (de persuasion), il est en tout cas certain que l'apport d'informations scientifiques tend à augmenter le consentement des individus à payer pour des programmes de prévention, et que les programmes s'en trouvent légitimés –serpent qui se mord la queue, ou intervention salutaire de quelques décideurs éclairés ?

[1] Voir la Question 5 (Thomas et *al.*, ce volume) pour une discussion sur les différents types de valeurs associés, par exemple, à la biodiversité.

 © IRD, 2006

Tableau 1 : Mécanismes informationnels et efficacité économique

	Problèmes justifiant une intervention publique en terme d'efficacité économique		**Problème ne relevant pas directement de l'économie**
	Il n'existe pas de relation marchande directe entre « pollueur » et pollué	*Les choix de certains agents ne sont pas effectués en parfaite connaissance de cause de leurs conséquences environnementales*	*La disposition de la population à payer pour la protection de l'environnement est faible*
Dysfonctionnement de marché	Externalité	Information incomplète	Aucun
Exemple	Un agriculteur (pollué) dont les rendements sont diminués par un insecte envahissant introduit par des minéraliers	Un pépiniériste qui importe et commercialise des spécimens de plantes exotiques sans conscience d'un éventuel risque d'envahissement. Les clients d'un exportateur étranger utilisant des palettes de bois non traitées et susceptibles de véhiculer des parasites	Le niveau de satisfaction individuelle est peu influencé par l'état de la biodiversité
Mesures permettant d'augmenter le bien-être collectif	Réglementation administrative (instruments « *command –and control* ») Instruments économiques (taxes pigouviennes, responsabilité environnementale, marché de droits)	Réglementation administrative (par exemple, la quarantaine) Instruments économiques Approches informationnelles	Aucune mesures paternalistes S'il n'y a ni externalité négative, ni information imparfaite, la dégradation de l'environnement traduit les préférences de la société (par exemple, arbitrage et activité économique/environnement) et est optimale Toute intervention suppose que le régulateur suit une autre fonction-objectif que la maximisation du bien-être collectif
Effets attendus d'une campagne d'information	Aucun a priori, sauf éventuellement *via* des effets de marché indirects : perte de réputation, mobilisation locale pour inciter le pollueur à la prévention (voir la section 1.1.3)	Pollueur ayant un intérêt à la préservation de l'environnement (touriste, pépiniériste) qui peut prendre conscience de dommages qu'il cause en partie à lui-même et adapter son activité Pollueur sans préoccupation écologique particulière qui est tenu de faire un effort pour répondre aux préoccupations de ses clients	Des campagnes de communication peuvent permettre de **modifier les préférences pour l'environnement** : si la faible conscience écologique ne résulte pas d'un manque de connaissances (dysfonctionnement de marché) mais d'autres priorités de la population, alors les campagnes ont un **rôle de persuasion** plus que d'information

Retour au Sommaire

L'implication des communautés locales (ou la participation du public) est en tout cas considérée comme un facteur incontournable de succès des projets entrepris dans un certain nombre d'organisations internationales, telle la Banque mondiale. Construire des stratégies de communication lors de la préparation des programmes de prévention, d'éradication et de contrôle est ainsi une des recommandations de l'IUCN (2001) en matière de gestion des espèces envahissantes : « *Prévoir une réelle consultation des communautés locales et toutes les parties concernées par le programme permet d'éviter la plupart des malentendus et désaccords qui peuvent survenir par la suite* ».

La rationalité politique des campagnes d'information est donc triple :

– permettre le transfert et la diffusion de connaissances scientifiques, afin d'augmenter la compréhension des enjeux environnementaux mais aussi pour que les progrès de la recherche puissent avoir une application pratique immédiate (pour exemple, les « *weeds* »[2] en Australie) ;

– légitimer l'action publique en informant le public des conséquences environnementales de l'absence d'action et des modes de gestion envisagés ;

– rendre plus efficace l'action publique, d'une part en évitant que les efforts entrepris ne soient anéantis par un manque de compréhension ou une contestation du public, d'autre part en impliquant éventuellement directement les populations locales dans la gestion des problèmes environnementaux.

Intérêt de la communication d'information comparé à d'autres instruments

Un des principaux défis de l'économie de l'environnement en tant que discipline appliquée est de mettre en lumière les facteurs (type de pollution, relations entre agents concernés, rapports de force et information, notamment) qui conditionnent l'efficacité relative de différents modes de gestion des risques.

Après analyse des arguments théoriques (Kennedy et *al.*, 1994 ; Tietenberg, 1998), mais également des évolutions récentes des politiques environnementales à l'échelle du monde entier (Huq et Wheeler, 1993 ; Afsah et *al.*, 1996 ; Lakshmanan Ariasingam, 1999), Tietenberg et Wheeler (2001) considèrent les approches informationnelles comme un mode de régulation des risques à part entière qu'ils qualifient de « troisième vague » dans les instruments de contrôle des pollutions (après les approches administratives et les approches de marché)[3]. Ces approches, qui reposent sur l'idée que les pollueurs s'avèrent souvent plus sensibles à des pressions issues de leur entourage direct (communautés avoisinantes, médias locaux, ONG) qu'à la menace d'éventuelles sanctions, présentent selon Tietenberg et Wheeler plusieurs avantages :

– Une gestion des risques décentralisée : alors que l'efficacité d'instruments de type « commande –et –contrôle » implique que le régulateur public dispose

2 Le terme, dans le sens australien, est difficilement traduisible car il englobe les mauvaises herbes des cultures (agricultural weeds) mais également les plantes envahissantes des milieux naturels (environmental weeds).

3 La première famille de mesures était historiquement un ensemble de règles administratives (normes et standards fixant des seuils, par exemple) également nommées mesures « command and control » du fait qu'il revenait au régulateur public de fixer les règles et de vérifier leur application ; l'apparition de l'économie de l'environnement dans les années 1970 est fondée sur la remise en cause de l'efficacité économique des instruments « command and control » et l'idée d'introduire des instruments économiques (taxe pigouvienne, marché de droits à polluer notamment) permettant une gestion décentralisée et plus efficace de la pollution.

des données concernant les préférences et les coûts de prévention / contrôle de tous les agents, les approches informationnelles permettent aux agents concernés de négocier et d'adapter eux-mêmes un niveau de prévention / contrôle reflétant leurs préférences et les coûts réels.

– Un contrôle à moindre coût, dans la mesure où une partie des efforts de surveillance est effectuée par des bénévoles concernés par la pollution. Sans pour autant compter exclusivement sur les bonnes volontés pour implémenter un programme de prévention ou de détection précoce des espèces envahissantes, ceci peut constituer un soutien appréciable et permettre de redéployer les dépenses de prévention sur d'autres priorités.

Kennedy et ses collaborateurs (1994) suggèrent qu'en théorie le rôle des campagnes publiques d'information serait moindre lorsqu'un autre instrument de gestion des risques est en place (une taxe, par exemple), ce qui irait dans le sens d'une substitution entre information et autres types de régulations. Mais Foulon et ses collaborateurs (2002) ont démontré qu'en pratique, en présence de mesures (amendes, pénalités) visant à inciter à la prévention d'un risque environnemental, un programme d'information publique complémentaire permettait d'augmenter fortement le respect des normes. Ceci confirme l'intérêt de l'utilisation des campagnes d'information en appui à d'autres stratégies.

Les approches informationnelles, un gadget réservé aux pays riches ?

Tout en étant convaincu de l'intérêt des révélations d'information comme politique de gestion des risques, on peut légitimement s'interroger sur l'efficacité de ces approches dans des pays où les préoccupations environnementales paraissent secondaires au regard des problèmes quotidiens des habitants. Dans certains pays en développement, ces préoccupations sont perçues par les dirigeants au mieux comme une mode des pays riches, au pire comme un prétexte auquel on a recours pour freiner leur développement. Néanmoins, des études de la Banque mondiale tendent à montrer que cette idée est exagérée, et que les populations souffrent particulièrement d'un environnement dégradé. Un travail de terrain de Huq et Wheeler (1993) au Bengladesh a souligné qu'une réduction des pollutions était possible même en l'absence de réglementation formelle (les villageois une fois informés se sont avérés capables de négocier directement avec l'industrie) et, qu'au-delà des questions de pollution, une grande majorité de la population, même dans les zones rurales où sévit la malnutrition, se sentait concernée par la sauvegarde du Tigre royal du Bengale ou du cerf (*spotted deer*) dans la forêt à mangrove de Sundarban.

En résumé, une campagne d'information sur les risques liés aux espèces envahissantes peut avoir différents objectifs et intérêts :

– permettre une prise de conscience des comportements et des activités à risque et un changement volontaire des comportements ;

Retour au Sommaire

– permettre aux « victimes »[4] d'identifier l'origine et les conséquences prévisibles d'un problème environnemental, et leur donner ainsi les moyens de réagir (empowering the community) ;

– modifier la perception qu'a la population de l'importance des enjeux environnementaux, soit en améliorant son niveau de connaissance scientifique sur un problème donné (campagne d'information), soit en la persuadant de l'urgence de l'action.

Le premier point est important en appui de programmes publics de prévention des introductions d'espèces envahissantes reposant sur un contrôle aux points critiques (HACCP). Le dernier point peut s'avérer crucial pour légitimer l'intervention publique.

L'importance relative de ces trois objectifs conditionne le choix d'un type de stratégie de communication dont les modalités d'applications, à l'instar des objectifs visés, diffèrent :

– les campagnes d'éducation à vocation généraliste ;

– les campagnes de sensibilisation à un risque particulier ;

– les campagnes de marketing social (persuasion).

Le principe et les modalités d'application des politiques d'information

Le ciblage, la définition d'objectifs intermédiaires et le suivi

La première étape dans la conception de campagnes d'information consiste à identifier les parties prenantes (*stakeholders*), c'est-à-dire faire un inventaire exhaustif de l'ensemble des groupes dans la population susceptibles d'avoir un impact sur le risque environnemental, d'être concernés par le dommage environnemental et/ou par les éventuelles politiques de contrôle envisagées. L'IUCN rappelle que le grand public en-soi est l'un des groupes-cibles importants à considérer.

Pour chacun des groupes-cibles, un profil socio-économique même rudimentaire doit être élaboré en relation avec le risque environnemental, mentionnant par exemple :

– en quoi le groupe-cible est concerné par le risque (victime, pollueur, pas directement concerné) ;

– sa perception actuelle du risque (connaissances et croyances) ;

– les normes sociales et les attitudes vis-à-vis de l'environnement, des pouvoirs publics, de la réglementation en général ;

l'impact potentiel des politiques de gestion des risques (autres que la campagne d'information) sur son activité.

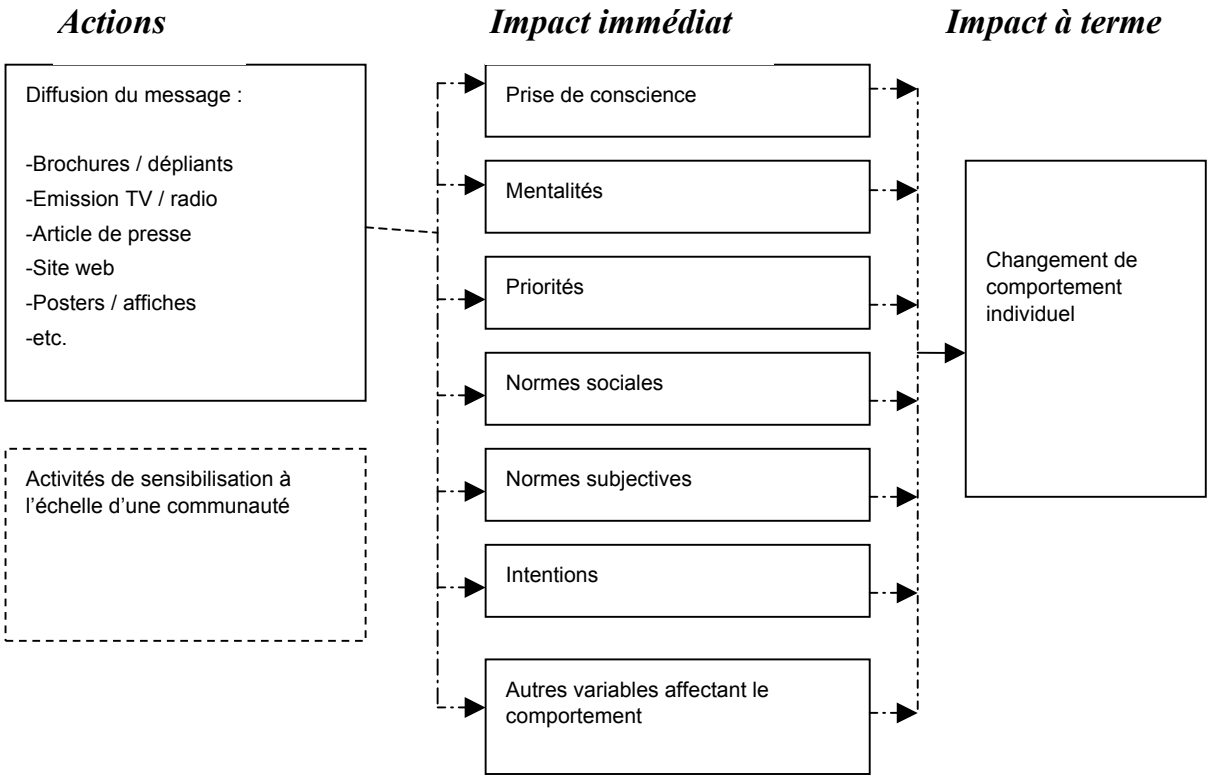
Cette analyse, qui peut nécessiter un travail de terrain préalable, doit permettre de mettre en évidence les raisons pour lesquelles, par exemple, un comportement à risque est adopté (habitude, négligence par manque d'information, pas d'autre

[4] Au sens large : on peut considérer comme victime des invasions biologiques non seulement les personnes dont l'activité est affectée (agriculteurs, opérateurs de tourisme, etc.) mais également toutes celles qui retirent une satisfaction de la préservation de la biodiversité.

alternative), ainsi que les facteurs économiques et socio-culturels qui interviennent dans les décisions individuelles (Figure 1).

L'étape suivante concerne la formulation des objectifs de la campagne d'information (éducation, sensibilisation, changement des comportements, implication du public dans un programme plus vaste de gestion des risques), et le choix d'une stratégie adaptée. On distingue généralement les campagnes de sensibilisation visant à une simple prise de conscience des risques et qui pourrait éventuellement changer les comportements (*community awareness*), de celles conçues pour influencer les comportements (campagnes dites de marketing social), auquel cas la définition d'objectifs intermédiaires mesurables (notoriété d'un programme d'action, par exemple) peut permettre de mieux cerner ultérieurement les raisons d'un échec partiel de l'objectif ultime (comportements). Le suivi et l'amélioration en cours du projet de la campagne peuvent nécessiter de mettre en place des indicateurs d'impact ou des groupes de suivi impliqués dès le début de l'opération. Ceci rend en effet possible des ajustements en cours de campagne.

Figure 1 : Impacts des campagnes d'information (d'après Coffman, 2003)



Le problème de la crédibilité de l'information divulguée

Quel que soit l'objectif de la campagne d'information, il n'a de chances d'être atteint que si les populations ciblées ont confiance à la fois dans la véracité et dans la pertinence du message diffusé. À cet égard, plusieurs éléments peuvent entrer en ligne de compte, dont les suivants.

La confiance accordée à la source (institution)

S'il s'agit d'une **institution publique**, censée représenter l'intérêt général, les éléments suivants sont à considérer : le niveau d'implication et comment est perçue la

Retour au Sommaire

compétence de l'institution dans ses missions habituelles. Concernant le niveau d'implication :

- s'agit-il d'une institution locale ou non ;
- comment est-elle perçue par la population ciblée (à l'écoute de leurs attentes, ou déconnectée des réalités locales, guidée par des intérêts électoraux / privés / colonialistes, etc.).

S'il s'agit d'un **organisme associatif ou privé**, les éléments suivants sont à considérer : le niveau d'implication et dans quelle mesure la diffusion du message sert-elle les intérêts de l'organisme (en termes d'image, de gain en notoriété, d'obtention de subventions, etc.). Concernant le niveau d'implication, s'agit-il d'une structure bénéficiant d'une bonne implantation / représentativité locale (part de la population locale dans les recrutements ou dans les membres, notoriété) ?

La crédibilité du média diffusant l'information

Cet élément sous-tend l'adéquation du message en terme de langage / contenu avec le mode de raisonnement du public visé. En particulier, il faudra veiller à ce que les choix du support, des termes employés, de la caution scientifique ne soient pas perçus comme réservés à une élite (ou toute autre groupe dans lequel une partie de la population ciblée ne se reconnaît pas).

La fréquence à laquelle les messages sont diffusés

La perception de l'importance du message peut-elle être atténuée par la diffusion récurrente d'informations alarmistes sur différents sujets ?

L'enjeu derrière ces questions n'est pas négligeable, car un message jugé partisan, exagéré, sans lien avec la vie quotidienne ou reflétant les préoccupations d'une catégorie socio-culturelle à laquelle la population-cible ne s'identifie pas, a peu de chances d'être pris en compte.

Campagnes de communication versus marketing social

Les campagnes de communication et les campagnes de marketing social sont des instruments qui diffèrent moins dans leurs objectifs que dans les moyens mis en œuvre pour y parvenir. Les communications en matière de risques environnementaux se définissent comme l'étude et l'utilisation de stratégies visant à informer et à influencer les décisions individuelles et collectives propices à l'amélioration de l'environnement. Dans le cas des risques liés aux espèces envahissantes, l'IUCN (2001) a fait une série de recommandations (Encadré 1). Le marketing social se définit, lui, par le recours aux principes et techniques du marketing pour amener un public cible à accepter, rejeter, modifier ou délaisser volontairement un comportement, dans son intérêt ou celui de toute la société. Il est souvent associé (à tort) aux campagnes grand public, mais est plus étoffé et s'inscrit dans un « *mix marketing* » comprenant le « produit » (comportement souhaité) et le « prix » (coûts monétaires et non monétaires) (Lagarde, 2003). Cet instrument est fréquemment utilisé dans des campagnes liées à des risques pour la santé (sida, notamment) visant à obtenir des résultats tangibles en matière de comportements à risque.

Encadré 1- Recommandations de l'IUCN (2001) pour une campagne d'information sur les espèces envahissantes

1. Identifier les intérêts spécifiques et les rôles des secteurs et communautés pertinents par rapport au problème des EE et les cibler en termes d'information adaptée et d'actions recommandées, le « grand public » étant un des groupes-cibles importants à considérer.

2. Rendre facile l'accès à une information actuelle et précise comme élément clé des campagnes de prise de conscience. Cibler les différentes audiences avec une information sur différents supports : forme électronique, manuels, bases de données, revues scientifiques, publications grand public.

3. Cibler tout spécialement les importateurs et exportateurs de biens et d'organismes vivants, comme un groupe clé vers qui diriger les efforts d'information / éducation, menant à une prise de conscience et à une meilleure compréhension du problème ainsi que de leur rôle possible dans la prévention.

4. Encourager le secteur privé à se développer et à suivre des recommandations de type « bonnes pratiques » ; contrôler l'application de ces recommandations.

5. Une autre priorité importante est d'informer et de donner des conseils aux voyageurs, à la fois à l'intérieur du pays et lors de transferts internationaux. Faire prendre conscience des risques à un maximum de personnes de leur propre impact en termes d'introductions d'espèces peut permettre de réduire les risques à moindre coût.

6. Encourager le secteur de l'éco-tourisme à sensibiliser ses clients au problème des EE. Travailler avec ces acteurs pour développer des principes et recommandations spécifiques à l'industrie du tourisme pour prévenir l'introduction accidentelle ou non autorisée de plantes allochtones (graines, notamment) et d'animaux dans des habitats insulaires et des écosystèmes particulièrement fragiles (lacs, montagnes, réserves naturelles, aires sauvages, forêts isolées, etc.).

7. Former du personnel affecté aux mesures de quarantaine, de contrôle aux frontières, (etc.), à être conscients d'un contexte plus global et des menaces pour la biodiversité, en plus de leurs compétences actuelles.

8. Construire des stratégies de communication lors de la préparation des programmes de prévention, d'éradication et de contrôle. Prévoir une réelle consultation des communautés locales et de toutes les parties concernées par le programme permet d'éviter la plupart des malentendus et désaccords qui peuvent survenir par la suite.

9. Inscrire les problèmes relatifs aux introductions d'EE –et les solutions possibles- à une place adaptée dans les programmes éducatifs et les enseignements scolaires.

10. S'assurer que les réglementations nationales en matière d'introduction d'espèces allochtones (volontaires ou accidentelles) sont connues et comprises, non seulement par les citoyens et les institutions du pays, mais aussi par les importateurs étrangers et les touristes.

Le GISP[5] (*Global Invasive Species Programme*) se montre assez critique vis-à-vis de campagnes de type « *awareness and comprehension* » décrites ci-dessus qu'il accuse d'être inadaptées, ou au moins incapables de modifier les comportements. Il recommande plutôt le recours au marketing social visant non seulement à une prise de conscience, mais permettant de persuader à la fois le public et les décideurs d'agir pour résoudre le problème. Il est cependant souligné qu'une campagne parfaitement adaptée peut exiger un budget considérable, et il est recommandé de faire appel à un expert en marketing social pour évaluer les ressources minimales nécessaires avant de s'engager dans ce type de démarche. L'encadré 2 décrit les 7 étapes d'une campagne de marketing social (voir détails en annexe 1).

Encadré 2 - Suggestions du GISP pour des campagnes de marketing social sur les espèces envahissantes (d'après Wittenberg et Cock, 2001)

Étape 1 : Évaluation initiale

La phase de l'évaluation sert à garantir que les points de vue de tous les « *stakeholders* » sont considérés au moment d'identifier les problèmes clés.

Le document final de l'évaluation devrait contenir :

1. Une analyse de situation comprenant un résumé clair et concis du statut du problème des espèces envahissantes, incluant une annonce du problème, des objectifs et les choix stratégiques pour atteindre ces objectifs.

2. Des résumés d'entretiens avec des représentants de chaque groupe de « *stakeholders* » afin d'élucider leurs motivations et leurs intérêts particuliers.

[5] GISP sur Internet : Toolkit – Chapitre 2 « *Building strategy and policy* », *Social Marketing Strategies for engaging communities in invasive species management* http://www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/gtc2_4.htm

3. Une évaluation du potentiel des partenariats à traiter le problème des espèces envahissantes parmi les « *stakeholders* » (par exemple, leurs domaines d'intérêt, les capacités de financement, les ressources complémentaires).

4. Les questions clés comprenant les problèmes et les possibilités qui seront rencontrés en soulevant la menace des espèces envahissantes (spécifiques à chaque groupe.) Ces questions sont identifiées dans l'évaluation et seront abordées par les stratégies de marketing.

5. Les moyens potentiels de communication et d'influence sur les « *stakeholders* » (humaines, électroniques, médias, relations publiques).

6. Une liste complète de recommandations et de stratégies envisageables, en faisant appel à une assistance technique extérieure si nécessaire.

Étape 2 : Regrouper les efforts dans un partenariat (*task force*)

Pour plus de réceptivité, le groupe de travail devrait être organisé par un comité respecté et autoritaire, possiblement une agence de l'État ou un haut-fonctionnaire.

Lors de la première réunion du groupe de travail :

- évaluation des résultats de l'étape 1, avec recommandations et choix stratégiques envisageables ;
- recherche de l'engagement de chaque participant pour continuer le dialogue, formaliser le groupe de travail et définir les rôles et responsabilités de chaque membre.

Étape 3 : Formulation d'une stratégie préliminaire

Ébauche de stratégie de marketing définissant l(es) objectif(s) de la campagne, fondée sur l'étude de marché faite préalablement pendant l'évaluation. L'ébauche de la stratégie définira aussi le public visé et abordera tous les éléments de la campagne de marketing social, appelés les « quatre P ».

Produit : Quel est le produit ? Qu'essayez-vous de faire faire aux gens ? Pourquoi est-ce dans leur intérêt ? Et comment vont-ils bénéficier d'un changement dans leur comportement ?

Prix : Qu'est-ce que ça va coûter au « consommateur » visé d'adopter l'attitude voulue, en termes d'argent, de temps ou en termes psychologiques ? Le groupe ciblé devra être convaincu que ce que vous leur demandez de faire est important pour son bien-être et que cela vaut le prix que vous lui demandez.

Promotion : Quels sont les messages clés pour chaque public visé et les médias les plus adaptés ? Les messages doivent être pertinents, précis et doivent tôt ou tard aboutir au changement des comportements.

Place : Où les consommateurs sont-ils susceptibles de suivre l'appel à l'action ? La campagne peut avoir une emphase double sur la prévention et le contrôle, mettant en cause des endroits différents.

Étape 4 : Mener une analyse de marché

Une façon simple de mesurer quantitativement et à plusieurs reprises la sensibilisation de votre communauté et ses actions en réponse au problème des envahissants est le sondage KAP : connaissances, attitudes et pratiques (*Knowledge, Attitudes, and Practices*). Le sondage KAP questionne un échantillon statistiquement représentatif de « consommateurs » cibles au cours d'entretiens téléphoniques, questionnaires écrits et autres.

Étape 5 : Développement, mise en oeuvre et plan marketing intégré

Analyse de la situation : informations regroupées pendant l'évaluation, y compris les recommandations et les stratégies envisageables.

Questions clés : L'évaluation et l'étude de marché permettront d'identifier les problèmes et les opportunités qui surgiront lors de l'élaboration et de l'application.

Objectifs : Les objectifs décidés par le groupe de travail du partenariat dans l'ébauche de la stratégie marketing doivent être peaufinés en fonction de l'étude complémentaire et des discussions du partenariat.

Stratégies : Décrire les stratégies spécifiques qui seront utilisées pour atteindre les objectifs du groupe (dirigées uniquement vers ceux dont le changement de comportement aura un impact).

La publicité et les relations publiques comme stratégies sont d'excellents outils pour amener la prise de conscience. L'éducation, la formation et les politiques ont des implications plus durables, raison pour laquelle le marketing social insiste sur celles-ci.

Étape 6 : Superviser et évaluer

L'étude quantitative KAP doit être répétée à intervalles réguliers pour mesurer l'impact, orienter le développement des nouveaux outils d'éducation et de marketing ainsi que pour guider la révision annuelle des stratégies. L'étude du suivi et de l'évaluation utilisera la même méthodologie et le même questionnaire que l'étude de base.

Étape 7 : Réviser la stratégie marketing

A raison d'une fois par an, le groupe de travail devrait procéder à une révision et à un planning. Le plan marketing devrait être comparé à l'aptitude du projet à atteindre les objectifs fixés.

Analyse de campagnes de communication sur les espèces envahissantes dans le Pacifique

De nombreux États du Pacifique, dont la biodiversité est particulièrement menacée en raison de leur nature insulaire, ont pris conscience des enjeux liés aux espèces envahissantes et ont entrepris d'ambitieux programmes de gestion, faisant une place importante aux campagnes de communication.

Malgré la profusion de sites Internet, de brochures et de plans d'action insistant sur l'importance de la communication et la sensibilisation du public aux enjeux des espèces envahissantes, l'analyse de campagnes d'information sur la base des publications disponibles se heurte à deux difficultés :

- l'analyse d'un programme d'information donné « hors contexte », c'est-à-dire sans vision ni des éventuelles campagnes d'information précédentes, ni du programme généralement plus vaste dans lequel s'inscrit la campagne ;
- l'absence d'études publiées concernant les **impacts et résultats mesurables** de ces campagnes de communication.

Néanmoins, sur la base de l'information disponible, et en élargissant parfois le champ d'investigation des campagnes de communication *stricto sensu* aux stratégies de gestion dans lesquelles elles s'insèrent, nous tenterons dans cette section d'analyser d'une part les caractéristiques de différents programmes d'information et de sensibilisation du public dans la zone Pacifique et, d'autre part, les moyens déployés pour y parvenir.

Nous avons retenu pour leur complémentarité 4 programmes d'information / sensibilisation / participation du public, menés en Australie, en Nouvelle-Zélande, à Hawaii et en Polynésie française, respectivement. Une grille d'analyse détaillée (Annexe 1) a permis d'en dégager les principales caractéristiques (malgré des données parfois parcellaires) : les éléments présentés ci-dessous visent à préciser les objectifs, les moyens mis en œuvre et les résultats éventuels, sans prétendre à l'exhaustivité.

Le programme australien d'information et de sensibilisation sur les plantes envahissantes (weeds) : un exemple de transfert d'information scientifique

Ce programme est à l'initiative du *Cooperative Research Center* (CRC) *for Australian weed management*, centre financé par le Gouvernement australien dans le but de fédérer des recherches universitaires, publiques et privées sur les plantes indésirables (*weeds*, voir note 4) dans des projets à long terme contribuant à des objectifs nationaux[6].

Il est motivé par le fait que les plantes indésirables (dont une bonne partie est représentée par des plantes allochtones envahissantes) représentent une des menaces les plus sérieuses aux productions et à la biodiversité australienne (coût estimé, hors environnement, à 4 milliards de dollars / an).

[6] *CRC Weed management* « *Program four: Community Empowerment* »
http://www.weeds.crc.org.au/projects/program_four.html

L'objectif global du programme est « *d'augmenter la soutenabilité des écosystèmes et des systèmes agraires en développant et en promouvant des systèmes de gestion intégrés basés sur une science excellente* ». Les moyens mis en œuvre pour y arriver sont résumés dans le plan d'action comprenant **4 volets, dont l'un, « *increasing awareness of weed issues* »** vise à améliorer la perception des risques. Le public ciblé inclut à la fois des décideurs, des professionnels impliqués dans la gestion des plantes indésirables, des experts scientifiques et le grand public. Le type d'information diffusée est une information scientifique « de haute qualité ». Le support de l'information est un site web dédié avec fiches et publications en ligne, documents et programmes pédagogiques destinés aux écoles (plusieurs programmes adaptés en fonction du niveau, du primaire aux étudiants en science), jeux et animations pour enfants en ligne.

Les objectifs affichés en terme d'information sont de deux ordres : 1) l'éducation et la sensibilisation et 2) la participation du public. Voyons plus en détail ces objectifs.

Éducation/sensibilisation

Cet objectif se décompose en trois tâches bien distinctes : 1) former les futurs chercheurs / dirigeants, 2) former les professionnels du secteur, 3) permettre la prise de conscience des élèves et étudiants. Concrètement, cela se traduit par différentes interventions dans les écoles et lycées. Par exemple, il existe un programme pour les élèves du secondaire intitulé concours « *Lord of the weeds* » au cours duquel les élèves sont chargés de réfléchir à une stratégie permettant de gérer le problème des plantes envahissantes dans le secteur de leur école, avec à la clé un gain de 1 000 dollars (pour l'école) pour le meilleur projet. L'objectif affiché est de « *développer un sens de la propriété et une fierté concernant l'environnement local de leur école en cherchant des solutions à des problèmes environnementaux identifiés* ». Mais il existe aussi un programme national d'éducation (*weed warriors*), qui intervient au milieu de la scolarité et qui est introduit dans les programmes par le biais de l'étude de la lutte biologique. Durant 6 semaines, il combine ainsi une formation en classe avec un travail de terrain (observation et participation à des activités de contrôle biologique).

Sensibilisation et participation du public

Cet objectif comporte notamment deux tâches : 1) améliorer l'adoption des découvertes de la recherche sur la base de l'idée des « *community networks* » regroupant des agriculteurs, des agences gouvernementales, des communautés, des « *weed officers* » qui peuvent améliorer l'efficacité des programmes de lutte biologique ; 2) proposer des recommandations vis-à-vis des jardiniers sur quoi faire et à qui s'adresser pour éviter de planter / propager des plantes envahissantes.

Il n'existe pas de données disponibles concernant l'impact de cette campagne, mais une remarque peut être formulée. Malgré un système de prévention loué dans le monde entier, des failles permettent à plus de 125 000 espèces d'entrer à destination des jardins, dont beaucoup sont classées comme « weeds » ! WWF Australie rapporte ainsi que des jardiniers peuvent acheter des graines d'espèces envahissantes (le lantana est par exemple toujours vendu en Australie de l'Ouest). Il s'agit manifestement d'un problème de coordination entre les gouvernements australien et provinciaux, entre les services de quarantaines et d'inspections qui développent les « target lists », et entre tous les États et territoires qui peuvent interdire la vente de certaines espèces de plantes. Ainsi, Rhodomytus tomentosa (Rose-myrtle) est une plante envahissante à Hawaii et en

Floride et fait partie de la « weeds target list » de la AQIS North Australia. Pourtant, cette même espèce est disponible à la vente et même recommandée dans des émissions de jardinerie, d'après A. Glanzig (cité dans GISP, 2004)[7].

Cette remarque soulève le problème de la visibilité du site web du projet auprès de la population ciblée, et pose en particulier la question de savoir dans quelle mesure il est consulté par les jardiniers et les pépiniéristes.

Une campagne de sensibilisation et d'implication du public réussie : le cas du Miconia calvescens en Polynésie française[8]

L'objectif général du programme est de contrôler l'invasion de certaines îles de Polynésie française par le miconia (*Miconia calvescens,* mélastomatacées), un arbre extrêmement envahissant à Tahiti (archipel de la Société) où il a été introduit comme plante ornementale en 1937.

L'objectif des campagnes d'information est de sensibiliser la population des îles, d'obtenir son soutien et sa participation pour le programme de lutte, d'éduquer les enfants, et de permettre la détection précoce de nouveaux sites envahis dans d'autres îles.

Moyens mis en œuvre

Affiches d'information et de prévention

Ces affiches avaient pour titre : « *Miconia, Le Cancer Vert* » en 1989, « *Danger Miconia* » en 1991, « *Halte au Miconia : Tahiti est envahie, protégeons les autres îles* » en 1993. Elles ont été publiées par le ministère de l'Environnement. Ce dernier dépliant (montrant des photographies avant et après l'invasion par le miconia, et des recommandations illustrées en cas de découverte) a été publié à 10 000 exemplaires et distribué à grande échelle dans les 35 îles volcaniques hautes de la Polynésie française susceptibles d'être envahies (archipels de la Société, Marquises et Australes).

Manifestations scientifiques et commerciales

Chaque année, depuis 1992, sont organisées des manifestations grand public à Tahiti : « *Journée de l'environnement* » en juin, « *Foire agricole* » en juillet, « *Fête de la Science* » en octobre. Lors de ces manifestations, des panneaux d'information sur le programme de lutte contre le miconia sont réalisés.

Guide scolaire

Élaboration d'un chapitre sur le miconia : « *le miconia à Tahiti : une catastrophe écologique* », dans le guide scolaire intitulé « *La découverte du monde vivant en milieu tropical* » édité en 1998 par Nathan pour les classes de CE2, CM1 et CM2.

---

[7] http://www.wwf.org.au/News_and_information/Publications/PDF/Report/IPNIGardenPlants.pdf

[8] D'après Jean-Yves Meyer dans GISP Toolkit (2000), Case Study 4.6, "*Public awareness and early detection of Miconia calvescens in French Polynesia*" (www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/gtc4cs6.htm)

Programme de lutte active

Sur l'île de Raiatea (archipel de la Société), où un début d'invasion a été découvert en 1989, mise en place par le Gouvernement (services de l'agriculture, de l'environnement, de la recherche et de l'équipement) d'un programme de lutte active (une campagne par an pendant une semaine) et sur un long terme (1992-2005) avec l'aide bénévole des scolaires de l'île (collèges catholique et protestant, et lycées classique et professionnel), des associations locales de protection de la nature, des associations sportives (piroguiers, club de tennis), de groupes religieux et de l'armée française (une centaine de militaires chaque année entre 1993 et 2005). Un total de 845 scolaires ont été impliqués entre 1992 et 1998 et plus de 1 500 militaires entre 1993 et 2005 (dont une majorité d'appelés Polynésiens effectuant leur service militaire ou actuellement en contrat avec l'armée).

Journaux, radios, télévisions

Couverture importante des évènements liés aux opérations de lutte à Raiatea dans les médias locaux, en français et en tahitien : journaux, radios et surtout télévisions (RFO, regardée dans toutes les îles de la Polynésie française, et la chaîne de télévision locale TNTV qui émet depuis 2000), et couverture de la première **conférence régionale sur la lutte contre le miconia** qui s'est tenue à Tahiti en 1997.

Spot télévisé

Élaboration en 2003 d'un spot télévisé d'environ 20 minutes sur le miconia dans le cadre d'une série d'émission intitulée : « *Élément Terre : le magazine de l'environnement* », réalisée par une société privée de communication et financée par le ministère de l'Environnement. Ce spot est diffusé plusieurs fois sur RFO et TNTV chaque année.

Résultats obtenus

Bien qu'il n'y ait pas eu d'étude globale d'évaluation des résultats (données sur le taux de notoriété du miconia dans la population locale), et que le miconia ne soit pas éradiqué sur Raiatea, les points positifs de cette campagne d'information et de sensibilisation menée depuis environ 15 ans sont :

- À plusieurs occasions, des foyers d'invasion du miconia dans des sites éloignés ou isolés (île de Huahine et Tahaa dans la Société, Nuku Hiva et Fatu Hiva aux Marquises, Rurutu aux Australes) ont été signalés aux autorités par la population locale (chasseurs, randonneurs, etc.), permettant au ministère de l'Agriculture de mener des opérations de lutte, voire des opérations précoces d'éradication.
- Les milliers de participants aux différentes campagnes de lutte sur le terrain à Raiatea (1992-2005) connaissent parfaitement bien le miconia, ses capacités d'invasion et son impact sur les forêts naturelles. Ils sont sensibilisés au problème des plantes envahissantes et plus généralement aux invasions biologiques dans les îles. Certains des jeunes appelés Polynésiens sont actuellement employés dans des secteurs « sensibles » (agriculture, jardinerie, douane, etc.).

– Le miconia est reconnu comme la principale plante envahissante ou « peste végétale » en Polynésie française par la grande majorité des habitants de Polynésie française.

Nouvelle-Zélande : la prise en compte des minorités à côté de l'information scientifique

Nous avons analysé deux types de programmes d'information mis en place par le Département de la conservation néo-zélandais :

– un programme de sensibilisation et de participation du public sur les plantes indésirables (*weeds*) ;

– un programme d'implication des communautés, mettant l'accent sur l'importance des cultures minoritaires dans les programmes de conservation.

La campagne « *weedbusters* » et son site web présente de nombreuses similarités avec celle menée en Australie : information scientifique avec des fiches par espèce, ressources pour l'éducation des enfants, recommandations auprès du grand public pour éviter la propagation d'espèces, etc. Elle offre également à ceux qui le souhaitent de devenir volontaires dans différents programmes. L'information est scientifique et pratique (calendrier des mesures entreprises, langue anglaise), et ne semble pas particulièrement cibler un public constitué de minorités culturelles.

Il est possible que ce choix reflète le fait qu'Internet n'ait pas été considéré comme le média approprié pour s'adresser aux minorités. En effet, le *Department of Conservation* fait état de la proche collaboration de communautés Maories dans tous les aspects de son travail (réseau national de 14 *Kaupapa Atawhai Managers* restant en contact permanent avec ces communautés).

D'autre part, en 2002, a été lancé un programme d'implication de la communauté chinoise aux actions de conservation avec la création notamment d'un consortium (*Chinese Conservation Education Trust*[9]) dans une cérémonie « *mêlant cultures et traditions maories, chinoises et européennes* ».

L'objectif affiché est d'entretenir la compréhension et l'attachement aux sites, aux animaux et aux plantes spécifiques de la Nouvelle-Zélande. Concrètement, cette campagne d'information et de sensibilisation s'est faite *via* :

– des sorties éducatives (marais de Miranda, actions de plantation d'arbres, etc.) ;

– des visites des services de quarantaine pour promouvoir la biosécurité ;

– des réunions régulières pour discuter de la convention internationale sur les espèces menacées (CITES), et de sa pertinence pour la médecine traditionnelle chinoise.

Le fait que les cultures chinoise et maorie soient prises en compte dans des programmes assez généraux de conservation du patrimoine, plutôt que dans une

[9] http://www.ccet.org.nz/

Retour au Sommaire

campagne ciblée sur les risques liés aux plantes envahissantes, peut signifier soit que les autorités néo-zélandaises ont jugé le média inadapté (mais ça ne semble pas être le cas puisqu'en parallèle existent des pages web éducatives en anglais, maori et mandarin), soit que ces communautés n'ont pas été considérées comme un groupe important à cibler en tant que tel pour ce risque précis. En effet, la communauté chinoise est assez minoritaire et les Maoris (12,9 % de la population) parlent tous l'anglais (la plupart ne maîtrisent d'ailleurs pas le maori).

Hawaii : un exemple de campagne « sensationnaliste »

Nous avons étudié une brochure[10] éditée par le CGAPS hawaïen (*Coordinating Group on Alien Pest Species*), regroupant un certain nombre d'institutions hawaïennes (Département de l'agriculture, Département de la santé, Département des ressources naturelles, Bureau des visiteurs, etc.) et américaines (USDA, services des douanes, etc.).

L'objectif affiché de cette brochure est d'informer un large public sur les dangers que représentent les espèces envahissantes pour Hawaii.

Le contenu est informatif : présentation d'espèces envahissantes et des risques qu'elles entraînent, explications sur les origines du fléau, présentation du programme de prévention du CGAPS, recommandations de mesures préventives et numéro d'appel pour signaler la présence de ces espèces.

En revanche, le ton est délibérément alarmiste :

- la page de garde noire qui représente un serpent et le titre : « *The silent invasion* », avec le message : « *Serpents venimeux, abeilles tueuses, maladies tropicales … l'avenir d'Hawaii est en jeu* » sont menaçants ;
- les pages intérieures présentent en gros caractères sur fond noir / rouge des textes alarmistes : « *Killer bees*, *flesh-eating fish*, *venimous snakes… it could happen here* », des photos repoussantes (araignée, gueule de piranha ou moustiques en très gros plan, serpents, fourmis, scorpions envahissant les pages entre les éléments de texte, photo d'un bras humain couvert de pustules) ;
- une double page représente des cultivateurs éplorés (enfants dans les bras) devant leur récolte perdue (papaye ou tarot) à cause d'insectes ou de virus ;
- l'explication de l'origine du problème (Hawaii est au carrefour des échanges entre quatre continents) s'accompagne d'une carte centrée sur Hawaii qui suggère une cible ;
- la double-page centrale présente les enjeux pour la biodiversité hawaïenne et présente quelques photos agréables (homme portant des couronnes de fleurs, anémone de mer, forêt) ou moins (moustiques s'attaquant à l'œil d'un oiseau).

Nous n'avons pas d'éléments pour analyser l'impact qu'a eu cette campagne. Il est probable qu'elle a davantage marqué les esprits qu'une simple brochure

[10] *Coordinating Group on Alien Pest Species* (Hawaii) : « *The Silent Invasion* ».

Retour au Sommaire

d'information, néanmoins, elle n'a pas dû permettre à elle seule l'identification et le signalement d'espèces envahissantes. En effet, s'il est recommandé « *d'apprendre à reconnaître miconia, banana poka et autres plantes envahissantes* » et de les signaler (numéro de téléphone), la brochure n'est pas d'un grand secours pour l'identification de ces plantes (une unique photo format vignette représentant un miconia). Néanmoins, il faut signaler que la campagne de communication sur les espèces envahissantes à Hawaii ne se limite pas à cette brochure, et que d'autres informations (notamment sur le programme de lutte contre le miconia) sont disponibles sur le site http://www.hear.org/.

Bilan

Toutes les campagnes analysées visent à informer et à sensibiliser sur les risques liés aux invasions, et ont privilégié une approche « prise de conscience » plutôt que « marketing social » : les recommandations en terme de comportement à adopter n'en sont pas l'élément principal et/ou ne concernent pas forcément tout le monde.

Toutes **ces campagnes viennent en appui d'un programme de prévention ou de lutte plus général** (les commanditaires ne comptent pas exclusivement sur l'information divulguée pour enrayer le problème) ; la plupart fournissent des éléments non seulement sur les risques, mais également sur ce qui est entrepris pour lutter contre.

Il sera très probablement difficile d'évaluer l'impact d'un message en particulier dans la mesure où une batterie d'instruments est généralement déployée (mesures de prévention / éradication + programme de sensibilisation + éducation dans les écoles). Les commanditaires ont apparemment tous privilégié des programmes ambitieux dans le cadre d'une institution gouvernementale (Australie, Nouvelle-Zélande, Polynésie française) ou d'un consortium spécialisé (Hawaii).

Analyse de campagnes de communication néo-calédoniennes sur des risques divers

Même si un certain nombre d'initiatives visant à informer sur le problème des espèces envahissantes a déjà été entrepris (dépliants en province Sud, page web sur le site de la province Nord, etc.), il ne s'agit pas encore de campagnes d'information à grande échelle. L'objet de cette section est d'analyser des campagnes et programmes d'information sur d'autres risques afin d'en tirer des éléments propres au contexte néo-calédonien.

Un ensemble de campagnes de sensibilisation ayant échoué : l'information sur les incendies

De nombreuses campagnes d'information et de sensibilisation sur les feux de brousse ont été menées depuis une quinzaine d'années en Nouvelle-Calédonie pour tenter d'enrayer le phénomène et de responsabiliser les populations qui utilisent ce moyen, notamment pour se débarrasser d'espèces envahissantes. Malgré le nombre de campagnes et la variété des supports, les résultats en terme de changement des comportements restent très limités.

Une étude socio-économique portant, entre autres, sur la perception du feu par les habitants de la province Sud montre pourtant que les habitants sont conscients du problème, et l'implication des populations locales est réelle grâce aux volontaires pompiers-forestiers et aux éco-gardes.

Nous avons analysé deux programmes récents de sensibilisation menés l'un dans la province Sud (le programme des éco-gardes), l'autre sur l'ensemble du territoire (voir la brochure « *Histoire du feu : du confort au danger, connaissez-vous vraiment le feu ?* » ; grille d'analyse en annexe), dans le but de mettre en évidence un certain nombre d'éléments stratégiques qui ont semblé importants aux concepteurs de ces campagnes.

Le programme des éco-gardes de la province Sud a pour objectifs de sensibiliser les jeunes des tribus et, sur la base du volontariat, d'impliquer un certain nombre d'entre eux (éco-gardes) dans la diffusion d'un message de prévention auprès des autres jeunes. Ce programme mérite l'attention et présente un certain nombre d'originalités :

- les éco-gardes des différentes tribus, regroupés en une association, ont été amenés à réfléchir et à établir eux-mêmes un diagnostic sur les causes des départs d'incendie en tribu ;
- chacun des éco-gardes a conçu son propre panneau, destiné à sensibiliser les membres de sa tribu : sur le fond, le message était cadré (ce qu'il faut faire ou éviter) mais la forme était libre.

Le diagnostic établi par les éco-gardes est intéressant car, parmi les causes des départs d'incendie et outre des raisons de négligence (mégots) ou d'inconscience (feu laissé sans surveillance), on trouve des raisons sur lesquelles les campagnes d'information ne peuvent pas grand-chose, à moins de proposer une alternative : motivations économiques (protéger les cultures des cochons, rabattre le gibier) et surtout des défaillances du système de lutte contre les incendies (pas de numéro d'appel gratuit type 18, services dépendant de la mairie fermés le week-end et volontaires qui n'ont pas les clés, etc.). Ceci met en évidence les limites qu'aurait une campagne d'information menée isolément (sans programme de gestion du risque associé). Ici, la solution pourrait passer par l'amélioration du service de lutte (qui n'avait pas prévu toutes les éventualités), ou par des solutions alternatives et économiquement viables (subventions pour les clôtures, campagnes d'abattage des cochons, etc.), les campagnes d'information étant utiles en appui de ces mesures pour signaler l'existence du dispositif.

La dengue : une campagne réussie de participation du public

Échaudées par une première épidémie de dengue de type I en 2003 ayant provoqué la mort de 17 personnes, les autorités sanitaires se sont inquiétées début 2004 car les conditions d'une reprise de l'épidémie étaient réunies, justifiant des mesures de prévention. Le seul moyen de lutte existant est le contrôle des moustiques vecteurs dans les zones concernées, à savoir l'élimination des gîtes larvaires. Ceux-ci étant innombrables, obtenir la participation du public était indispensable.

La campagne a consisté en une journée de mobilisation générale (le 3 avril 2004), à l'initiative du Gouvernement sur l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie. L'objectif était

de contrer la passivité des individus (qui lors des campagnes d'information précédentes n'ont pas fait l'effort demandé de destruction des larves à leur domicile).

Les actions menées ont été les suivantes :

- journée annoncée en avance dans les médias (émissions et spots TV) ;
- affiches dans les lieux publics (abri-bus, dispensaires, écoles, etc.) ;
- conférences de presse, évènement largement couvert par les médias locaux ;
- distribution de 87 600 sacs rouges « anti-dengue » de 100 litres + prospectus de mode d'emploi.

Les résultats ont été les suivants : chute spectaculaire des indices dans tous les quartiers, certains repassant en dessous du seuil considéré comme un risque faible ou nul.

L'eau dans les îles Loyauté : une campagne de sensibilisation et de transfert de connaissances

Il s'agissait d'un vaste programme visant à maintenir la pérennité de la ressource en eau dans les îles Loyauté, impliquant des scientifiques (IRD), les collectivités locales, l'État, des industriels, etc.

Il n'y avait pas de problème de pollution particulière, mais un objectif à atteindre : apprendre aux populations à concilier projets de développement et gestion de la ressource en eau [11].

Un travail de terrain considérable (3 ans) a été effectué, avec recours à tous les moyens pour sensibiliser les populations :

- Enquêtes sur les perceptions concernant l'eau : « *qu'est-ce qui pose problème pour la ressource et la qualité ?* ». Dix mois sur le terrain, avec recensement des préoccupations de la population sur ce sujet et des questions qu'elle se pose ; des scientifiques ont répondu à ces questions, et les questions / réponses (traduites) ont été intégrées dans un CD-rom interactif.
- Mobilisation de tous les relais de l'information : services techniques, coutumiers, écoles, etc.
- Présence à tous les niveaux d'esprit pédagogique, de réunions plénières avec les habitants, de productions de plaquettes, d'un site Internet (très consulté localement).
- Programme de formations « lourdes » (sur une semaine) destinées aux personnels des services techniques.

Le programme peut être considéré comme un succès dans la mesure où le transfert de connaissances est terminé, et que les services techniques / populations des îles Loyauté se sont appropriés les outils et les méthodes d'aide à la décision.

[11] Pour davantage de détails techniques : http://www.espace.ird.nc/sage

Retour au Sommaire

L'échec de la campagne de sensibilisation et d'éradication du bunchy top

L'objectif de cette campagne était d'obtenir la participation de l'ensemble de la population néo-calédonienne de manière à éradiquer un virus affectant les bananiers. De l'avis général, elle fut un échec, avec un très mauvais taux de déclaration des souches contaminées. Nous avons déjà évoqué la possibilité que l'échec de cette campagne ait en réalité des explications d'ordre économique – indemnité jugée insuffisante et incertitude sur les conditions d'obtention de nouvelles souches saines (Thomas et *al*., Question 5 dans ce volume). La question reste cependant politiquement sensible, et il convient de rester prudent dans les interprétations. Une étude de terrain actuellement menée dans la province Sud par Lionnel Brinon (mémoire de master) semble néanmoins confirmer que l'échec ne s'explique ni par une mauvaise diffusion du message (plus de 90 % de la population avaient lu ou entendu parler de la campagne, et en particulier 80 % l'avaient suivie à la télévision), ni par des spécificités ethniques. En revanche, certains témoignages recueillis semblent aller dans le sens d'une faible confiance d'une partie de la population dans la volonté et/ou la capacité des pouvoirs publics de défendre leurs intérêts. Les habitants de squats ont pensé, par exemple, que la mesure visait à les obliger à acheter leur bananes sur les marchés plutôt qu'à pratiquer l'autoconsommation..

Quelle que soit l'importance respective de ces motivations (auxquelles Lionnel Brinon ajoute également la valeur sociale du bananier dans les cultures mélanésiennes et walisiennes), elles ont en commun de souligner que les campagnes menées ont échoué à convaincre la population que l'éradication du *bunchy top via* la destruction des souches contaminées étaient dans leur propre intérêt et qu'elles n'avaient rien à y perdre.

Bilan des campagnes analysées

Sur les 4 types de risques étudiés, et qui ont fait l'objet de campagnes d'information et de sensibilisation, il ressort que deux de ces types de risques ont pu être réduits grâce aux programmes menés (la dengue et les pollutions de l'eau dans les îles Loyauté) : dans les deux cas, l'information a joué un rôle important (diffusion de connaissances, implication des populations), mais essentiellement d'accompagnement d'un programme plus large visant à gérer le problème. Deux autres campagnes de sensibilisation (feux de brousse et *bunchy top*) n'ont pas permis une participation suffisante du public, empêchant d'observer un résultat tangible. Mais là encore, l'analyse tend à montrer que les raisons de l'échec tiennent peut-être moins à la qualité des campagnes menées, qu'à une imperfection du programme de lutte qui les accompagnait (incitations économiques dans le cas du *bunchy top*, non-prise en compte de l'ensemble des situations possibles dans les procédures à suivre en cas d'incendie). En d'autres termes, **il semble que l'information ait amplifié l'efficacité de programmes bien conçus, et qu'elle ait eu peu ou pas d'impact lorsque le programme comportait des imperfections**.

Ceci plaide pour une certaine prudence dans l'élaboration de campagnes sur les risques liés aux espèces envahissantes.

---

[12] « *La Nouvelle-Calédonie : un statut phytosanitaire à préserver. Exemple de l'opération Bunchy-top du bananier en Province Sud et ses implications sociales* », Mémoire de Master DEVTAT 1 (en cours, titre provisoire), Université de la Nouvelle Calédonie.

Retour au Sommaire

Recommandations pour la construction de stratégies d'information en Nouvelle-Calédonie

Spécificités du contexte néo-calédonien et implications pour les stratégies d'information du public sur les espèces envahissantes

Spécificités institutionnelles

Depuis les accords de Matignon, les compétences en matière d'environnement sont essentiellement dévolues aux trois provinces. Selon l'article 20 de la loi organique du 19 mars 1999, « *chaque province est compétente dans toutes les matières qui ne sont pas dévolues à l'État ou à la Nouvelle-Calédonie par la présente loi, ou aux communes par la législation applicable en Nouvelle-Calédonie* ». D'une manière générale, à l'heure actuelle, se présente une confusion des compétences.

Il n'existe pas d'institution à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie en charge de l'environnement ou de la conservation, et *a fortiori* des espèces envahissantes : il manque une structure dotée de fonds pour initier un programme de lutte d'envergure qui intégrerait un volet information / sensibilisation. Comme nous l'avons vu dans les exemples précédents, toute campagne d'information sans programme d'action associé a une efficacité limitée.

Spécificités géographiques

La spécificité principale de l'archipel tient à ce que l'ensemble des îles dépendent toutes de la Grande Terre pour leurs échanges avec l'extérieur : les liens entre îles peuvent être un point critique méritant une information ciblée (par exemple, informer comment éviter l'introduction de rats dans les îles Loyauté encore épargnées en diffusant sur les écrans, à bord des « navettes » de passagers, un film explicatif à la place du film de présentation touristique).

Spécificités culturelles

Nombre d'habitants

En Nouvelle-Calédonie vivent environ 196 600 habitants, francophones (langue véhiculaire), dans un contexte régional (Pacifique Sud) majoritairement anglophone. Ceci peut constituer un obstacle éventuel à la mise en commun de ressources pour des campagnes d'information plus ambitieuses. Sont dénombrés 80 443 habitants de statut civil coutumier (8 aires coutumières –avec un conseil coutumier-, 57 districts, 341 tribus), statut majoritaire dans les îles Loyauté.

Groupes ethniques

Il existe de nombreux groupes ethniques : 44,1 % de Mélanésiens (Kanaks), 34,1 % d'Européens (Caldoches ou Métropolitains), 9 % de Wallisiens et de Futuniens, 2,6 % d'Indonésiens, 2,5 % de Polynésiens (sans inclure les Wallisiens et les Futuniens), 1,4 % de Vietnamiens, 1,1 % de Vanuatais (Ni-Vanuatu) et de nombreuses langues. Il existe 28 langues vernaculaires, mais 38 % des Kanaks ne parleraient plus leur langue d'origine (Leclerc, 2004). Les plus importantes sont (chiffres du recensement de 1996) : le drehu (11 338 locuteurs, langue parlée à Lifou), le nengone (6 377 locuteurs, langue parlée à Maré), le paicî (5 498 locuteurs, langue parlée à Poindimié, Ponérihouen, Koné), l'ajië (4 044 locuteurs, langue parlée à Houailou) et le

Retour au Sommaire

xârâcùù (3 784 locuteurs, langue parlée à Canala et à Thio). Les moins parlées sont le pwapwâ (16 locuteurs), le sishö (4 locuteurs). Il n'y a donc **pas d'identité culturelle propre** à la Nouvelle-Calédonie mais plutôt une **coexistence de plusieurs cultures** ayant peu de liens entre elles.

Outre les Kanaks et les Européens, les minorités ethniques polynésiennes et asiatiques représentent plus de 21 % de la population, installées plus récemment et entretenant beaucoup de contacts avec leurs pays d'origine : s'agissant d'un point critique possible en terme d'introduction d'espèces allochtones, ces minorités méritent peut-être de faire l'objet d'une campagne d'information ciblée. Outre la nationalité, on peut se poser la question d'un point commun en termes de positions occupées (employés des mines) qui permettrait de trouver un média commun (bulletin interne à l'entreprise, par exemple) dans le cas de l'établissement d'une telle campagne.

Les médias

La radio, la télévision sont assurées par RFO (Société nationale de radio et télévision pour l'outre-mer). Pour la radio, RFO diffuse des productions locales et relaye les programmes de France Inter et France Info. En outre, il existe plusieurs radios privées, dont Radio Rythme Bleu (proche du Rassemblement pour la Calédonie dans la République) qui diffuse seulement en français et Radio Djiido (proche du Front de libération nationale kanake socialiste) qui présente quelques émissions dites en langues. La Nouvelle-Calédonie dispose aussi de deux canaux de télévision exploités par RFO où alternent émissions et journaux télévisés locaux et métropolitains, et ce, en français seulement. Depuis 1994, un nouveau système de compression numérique d'images permet à RFO de nombreuses retransmissions en direct depuis Paris. La chaîne cryptée Canal Outre-Mer (Canal +) émet depuis le début de l'année 1995.

Concernant la presse écrite, on peut citer un quotidien (Les Nouvelles calédoniennes), plusieurs hebdomadaires et mensuels provinciaux, complétés par la diffusion des journaux édités en métropole. Tous les journaux et les périodiques ne sont diffusés qu'en français.

Construction d'une stratégie

En l'absence d'institution en charge des questions environnementales à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie, les trois provinces pourraient monter une structure commune, impliquant des associations bien implantées sur le terrain et des institutions de recherche locales (création d'un groupe de travail sur les espèces envahissantes, par exemple) ; il pourrait être judicieux d'impliquer des industriels dont l'activité représente un risque.

Les étapes de la construction d'une stratégie sont les suivantes :

- identifications des points critiques en matière de risques d'introduction et de propagation (activités à risque, groupes ethniques) ;
- travail de terrain sur les perceptions et les croyances, les relais crédibles de l'information ;
- identification de groupes-cibles pertinents (importateurs, transporteurs internationaux et locaux, pépiniéristes, communautés étrangères conservant des liens forts avec leur pays d'origine, enfants, etc.) ;

– conception des différents messages avec implication de représentants des groupes-cibles pour l'élaboration du message et le choix du média ;

– suivi / évaluation.

Suggestions

Groupes-cibles

Faire appel à des images ayant une signification pour chaque groupe-cible : les populations mélanésiennes peuvent être sensibles à un parallèle entre les impacts de la colonisation sur leurs spécificités culturelles et les impacts des espèces envahissantes sur leurs spécificités écologiques.

Transports et média

Les transports intérieurs de passagers étant à la fois un point critique en terme de dissémination d'espèces et un lieu où les passagers sont inactifs et regardent les programmes diffusés sur l'écran (avions et bateaux), ils constituent un excellent média pour atteindre le groupe-cible.

Manifestations

La participation à des manifestations locales (fête de l'avocat, par exemple) semble permettre d'atteindre un large public dans de bonnes conditions (à condition d'avoir un programme à présenter).

Bibliographie

AFSAH S., LAPLANTE B., WHEELER D., 1996 - *Controlling industrial pollution: a new paradigm*. Policy Research Working Paper Series 1672, The World Bank, 17 p.

BRINON L., 2005 - *La Nouvelle Calédonie : un statut phytosanitaire à préserver. Exemple de l'opération Bunchy-top du bananier en Province Sud et ses implications sociales*. Mémoire de Master, Université de la Nouvelle Calédonie.

COFFMAN J., 2003 - *Lessons in evaluating communications campaigns ; five case studies*. Harvard Family Research Project, perpared for the Communication Consortium Media Center, 43 p.

FOULON J., LANOIE P., LAPLANTE B., 2002 - Incentives for Pollution Control: Regulation or Information? *Journal of Environmental Economics and Management* 44: 169-87.

GISP, 2001 - *Online Toolkit*. CAB International. En ligne : http://www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/gtcsum.htm .

HUQ M., WHEELER D., 1993 - *Pollution Reduction Without Formal Regulation: Evidence from Bangladesh*. Working Paper No. 1993-39, Environment Department, World Bank.

IUCN, 2001 - *Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. 21 p.

KENNEDY P.W., LAPLANTE B., MAXWELL J., 1994 - A pollution policy: the role of publicly provided information. *Journal of Environmental Economics and Management,* 26: 31-43.

LAGARDE F., 2003 - *Recension de campagnes canadiennes sur le VIH/sida menées entre les années 2000 et 2002. Rapport Final pour distribution auprès des organisations gouvernementales et non gouvernementales.* Santé Canada, 68 p.

LAKSHMANAN ARIASINGAM D., 1999 - *Empowering Civil Society to Monitor the Environment: Education for Students, Awareness for the Public, and Functional Literacy for Targeted Groups*. Washington, D.C., World Bank Institute, Working Papers, 40 p.

LECLERC J., 2005 - *Nouvelle Calédonie : données démo-linguistiques*. En ligne http://www.tlfq.ulaval.ca/axl/pacifique/ncal2demo.htm

TIETENBERG T., 1998 - Strategies for pollution control. *Environment and Resource Economics,* 11: 587-602.

TIETENBERG T., WHEELER D., 2001 - « Empowering the Community: Information Strategies for Pollution Control ». *In* Folmer H., Landis Gabel, Gerking S., Rose A.: *Frontiers of environmental economics.* Cheltenham, U.K., Northampton, Edward Elgar: 85-120.

WITTENBERG R., COCK M.J.W., GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAMME (eds.), 2001 - *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. Oxon, UK, CABI Publishing, 228 p.

Annexe 1 : Complément de l'encadré 2

Détail des 7 étapes suggérées par le GISP pour des campagnes de marketing social sur les espèces envahissantes (Extrait de Wittenberg, R. and Cock, M. (eds), 2001.)

Étape 1: Évaluation initiale

La réussite de toute démarche de marketing social dépend principalement de la qualité de son évaluation de départ. Cette phase cruciale va déterminer les activités futures. Les directeurs de campagne doivent s'assurer que leurs partis pris personnels ne viennent pas altérer les stratégies. La phase de l'évaluation sert à garantir que les points de vue de tous les « stakeholders » sont considérés au moment d'identifier les problèmes clés.

Les problèmes et les questions clés de chaque « stakeholder » seront identifiés au moment de répondre aux questions sur les caractéristiques des espèces envahissantes, les voies d'introductions, les personnes (passives ou actives) impliquées dans l'offre et la demande des envahissants et les frais et bénéfices occasionnés. Chaque « stakeholder » doit passer un entretien, soit individuel soit collectif, afin de déterminer quels sont les intérêts ou avantages, les obstacles potentiels au comportement ou aux changements de politique qui doivent être abordés dans le programme de marketing social.

En plus d'identifier tous les « stakeholders », l'étude devrait commencer par identifier les sources d'influence sur chaque groupe de personnes et les différents moyens de communication aptes à atteindre ces groupes le plus efficacement possible. Le document final de l'évaluation devrait contenir :

1. Une analyse de situation: un résumé clair et concis du statut du problème des espèces envahissantes comprenant une annonce du problème, des objectifs et les choix stratégiques pour atteindre ces objectifs.

2. Des résumés d'entretiens avec des représentants de chaque groupe de « stakeholders » afin d'élucider leurs motivations et leurs intérêts particuliers dans le problème des espèces envahissantes.

3. Une évaluation du potentiel des partenariats à traiter le problème des espèces envahissantes parmi les « stakeholders » (par exemple: leurs domaines d'intérêt, capacités de financement, ressources complémentaires)

4. Les questions clés - Les problèmes et possibilités qui seront rencontrés en soulevant la menace des espèces envahissantes (spécifiques à chaque groupe.) Ces questions sont identifiées dans l'évaluation et seront abordées par les stratégies de marketing. Il est important de définir clairement ce que l'on peut faire pour contrôler le problème, aux niveaux de l'offre, de la demande et des politiques, et quels « stakeholders » pourraient avoir un impact en prenant certaines mesures. Ces « stakeholders » seront votre groupe cible. Tous les autres groupes capables d'influencer le comportement de ces « stakeholders » deviendront des moyens d'atteindre votre groupe cible.

5. Les moyens potentiels de communication et d'influence sur les « stakeholders » (humaines, électroniques, médias, relations publiques.)

6. Une liste complète de recommandations et de stratégies envisageables, en faisant appel à une assistance technique extérieure si nécessaire.

Étape 2: Regrouper les efforts dans un partenariat (task force) :

La réussite d'un programme de marketing social des espèces envahissantes dépendra du degré de volonté des « stakeholders » clés à vouloir regrouper leurs efforts pour atteindre des objectifs communs et bénéfiques à tous. Chaque participant à la mission aura ses propres motivations et devra être informé pour comprendre et apprécier les objectifs, motivations, appréhensions et ressources des autres. Chaque « stakeholder » tirera des priorités différentes du partenariat et de la campagne. Un catalyseur devra apporter une continuité et une expertise objective pour aller de l'avant et assurer la direction technique du groupe. Pour plus de réceptivité, le groupe de travail devrait être organisé par un comité respecté et autoritaire, possiblement une agence de l'État ou un haut-fonctionnaire.

Lors de la première réunion du groupe de travail, les participants doivent pouvoir exprimer les raisons de leur intérêt dans la campagne et faire part de leurs préoccupations. Afin de stimuler un dialogue constructif, une évaluation des résultats de l'étape 1, avec recommandations et choix stratégiques envisageables, devra être présentée au groupe. On cherchera à obtenir l'engagement de chaque participant pour continuer le dialogue, formaliser le groupe de travail et définir les rôles et responsabilités de chaque membre.

Étape 3: Formulation d'une stratégie préliminaire

Une fois que le groupe se met d'accord pour s'organiser en tant que partenariat autour d'un objectif stratégique commun, il fera une ébauche de stratégie de marketing et tous les participants signeront un protocole d'entente les engageant à se consacrer à certains domaines de participation et de soutien. L'ébauche de stratégie devra définir l(es) objectif(s) de la campagne fondée sur l'étude de marché faite préalablement pendant l'évaluation. Les objectifs devront être « SMART » (Spécifiques, Mesurables, Ambitieux, Réalistes et dans les Temps.) Ils doivent décrire clairement les résultats escomptés par la campagne proposée.

L'ébauche de la stratégie définira aussi le public visé et abordera tous les éléments de la campagne de marketing social, appelés les « quatre P » :

Produit : Quel est le produit ? Qu'essayez-vous de faire faire aux gens ? Pourquoi est-ce en leur intérêt ? Et comment vont-ils bénéficier d'un changement dans leur comportement ?

Prix : Qu'est-ce que ça va coûter au « consommateur » visé d'acheter le produit ou d'adopter l'attitude voulue, en termes d'argent, de temps ou en termes psychologiques ? Le groupe ciblé devra être convaincu que ce que vous leur demandez de faire est important pour leur bien-être et que cela vaut le prix que vous leur demandé.

Promotion : quels sont les messages clés pour chaque public visé ? Quels sont les façons les plus rentables de leur passer ces messages: entre personnes, par relations publiques, médias ou plaidoyers ? Les messages doivent être pertinents, précis et doivent tôt ou tard aboutir au changement des comportements. Les messages changeront au fur et à mesure que les publics ciblés évoluent dans leurs perceptions et attitudes: au début, vous pouvez vous concentrer sur la prise de conscience et ensuite vous pouvez lancer un appel à l'action.

Place : Où les consommateurs sont-ils susceptibles d'acheter le produit ou de suivre l'appel à l'action ? La campagne peut avoir une emphase double sur la prévention et le contrôle, mettant en cause des endroits différents, i.e. le voyage et la communauté.

Étape 4: Mener une analyse de marché

Une fois le protocole d'entente signé et l'ébauche de stratégie de marketing terminée, il sera nécessaire de faire une recherche plus quantitative et poussée du consommateur afin d'élucider les questions clés identifiées dans l'évaluation. Les études de marché serviront de guide à toutes les décisions de marketing et de base pour surveiller l'impact de la campagne. Le(s) public(s) visé(s) doivent participer activement à la progression de la campagne au moyen de d'études de marché.

Une façon simple de mesurer quantitativement et à plusieurs reprises la sensibilisation de votre communauté et ses actions en réponse au problème des envahissants est le sondage KAP : Connaissances, Attitudes et Pratiques (« Knowledge, Attitudes, and Practices »). Le sondage KAP questionne un échantillon statistiquement représentatif de « consommateurs » cibles au cours d'entretiens téléphoniques, questionnaires écrits et autres.

Étape 5: Développement & Mise en oeuvre et Plan Marketing Intégré

Analyse de la situation: informations regroupées pendant l'évaluation, y compris les recommandations et les stratégies envisageables.

Questions clés : l'évaluation et l'étude de marché permettront d'identifier les problèmes et les opportunités qui surgiront lors de l'élaboration et de l'application

Objectifs : les objectifs de « SMART » décidés par le groupe de travail du partenariat dans l'ébauche de la stratégie marketing doivent être peaufinés en fonction de l'étude complémentaire et des discussions du partenariat.

Stratégies : Décrire les stratégies spécifiques qui seront utilisées pour atteindre les objectifs du groupe. Les stratégies devraient être dirigées uniquement vers ceux dont le changement de comportement aura un impact.

La publicité et les relations publiques comme stratégies sont d'excellents outils pour amener la prise de conscience. L'éducation, la formation et les politiques ont des implications plus durables, raison pour laquelle le marketing social insiste sur celles-ci.

Étape 6: Superviser et Evaluer

La réussite continue de la stratégie de marketing dépendra d'une supervision régulière et d'une évaluation périodique. Le groupe de travail doit assigner un directeur de projet qui aura la responsabilité de suivre la progression du plan marketing et de présenter régulièrement un rapport au groupe de travail. Le directeur de projet doit également suivre la progression des partenaires pour ce qui est de remplir leurs obligations conformément au protocole d'entente et de multiplier leurs efforts si nécessaire.

L'étude quantitative KAP doit être répétée à intervalles réguliers pour mesurer l'impact, orienter le développement des nouveaux outils d'éducation et de marketing ainsi que guider la révision annuelle des stratégies. L'étude du suivi et de l'évaluation utilisera la même méthodologie et le même questionnaire que l'étude de base.

Étape 7: Réviser la stratégie marketing

A raison d'une fois par an, le groupe de travail devrait procéder à une révision et à un planning. Le plan marketing devrait être comparé à l'aptitude du projet à atteindre les objectifs fixés. Tous les membres sont encouragés à discuter leurs satisfactions et frustrations. Cette contribution ajoutée à l'étude de marché peut représenter la base d'un processus de planning à participation directe qui permettra de peaufiner le plan marketing quand le besoin s'en fera sentir.

 © IRD, 2006

Annexe 2 : Grille d'analyse des campagnes de communications sur les risques environnementaux

Pays	Australie	Nouvelle Zélande	Hawaii	Polynésie Française	Nouvelle Calédonie	Nouvelle Calédonie	Nouvelle Calédonie
Langue(s)	Anglais	Anglais (+ Maori + Cantonnais)	Anglais	Français + Tahitien	Français + slogan en 9 langues mélanésiennes	Français	Français
Auteur / Promoteur	Cooperative Research Center (CRC) for weed management	Department of Conservation	Coordinating Group on Alien Pest Species	Délégation à l'environnement + Délégation à la recherche	Sapeurs- Pompiers de Nouvelle Calédonie	Institut Pasteur	Province des îles Loyauté, IRD
Partenaires / Sponsors	Gouvernement Industrie horticole Universités, etc.	-	Ministères et départements hawaii + US impliqués dans agriculture, envt., tourisme	Gouvernement de la Polynésie Française	Les 3 Provinces, SLN, CIE, WWF et Wikiwam	?	Autorités coutumières, CIE, Université, Communes, DAVAR, etc.
Thème	Weeds	Weeds + conservation	Espèces envahissantes	Invasion par M. calvescens	Feux de brousse	Dengue	Eau
Public visé							
Grand public	+	+	+	+	+	+	+
Enfants / Scolaires	+	+		+	+	+	+
Étudiants / Chercheurs	+			+			+
Touristes / Promeneurs	+						
Groupes ethniques spécifiques		+			+		+ (Populations mélanésiennes)
Secteur d'activité particulier	+ (jardiniers, propriétaires de terrain)						
Autres							

 © IRD, 2006

Type de campagne							
Généralités/sensibilisation	+	+	+	+	+	+	+
Éducation	+	+		+	+	+	+
Marketing social							
Participation du public	+	+ (weed buster)	+	+	+	+	+
Étude de terrain préalable							+
Objectif (si précisé)							
Appui à un programme gouvernemental	+		+	+	(lien non précisé)	+	+
Sensibilisation	+	+	+	+	+		+
Éducation	+	+		+	+		+
Implication du public	+	+	+	+	+	+	+
Recueillir des fonds							
Objectif intermédiaire **Permettre au public visé**							
De trouver ailleurs plus d'information sur une question les concernant particulièrement : références bibliographiques, liens internet…	+						+
D'agir en sachant que faire et à qui s'adresser : contacts	+		+	+	+	+	
Teneur du message ***Sur le risque environnemental et les enjeux***							
○ Généralités sur la nature du risque environnemental	+		+	+	+		+
○ Information scientifique sur le niveau de risque pour le pays (comparé à d'autres problèmes environnementaux par exemple)	+			+			+
○ Information sur les origines du problème : présentation des activités / comportements présentant un risque			+			+	

 © IRD, 2006

○ Exemples concrêts de dommages observés dans le pays ou ailleurs			+	+	+/- (liste de conséquences mais théoriques)	?	?
Sur les mesures de prévention / entreprises par le gouvernement ou autres							
○ Information sur les enjeux du programme (bénéfices attendus)	+/- (généralités)			+			+
○ Information sur les acteurs impliqués et leurs rôles respectifs				+			+
○ Informations sur les résultats obtenus							+
○ Information sur les chances de succès / conséquences d'un échec et stratégies alternatives							
Sur l'éventuelle participation du public ciblé							
○ Recommandations simples et peu coûteuses à mettre en pratique / n'affectant pas fondamentalement les activités quotidiennes (gestes à éviter, numéro d'appel gratuit pour signaler un problème, etc.)	+		+	+	+++		+
○ Recommandations impliquant des coûts / renonciations							
○ Informations sur l'intérêt individuel à suivre ces recommandations (indemnités ou alternatives rentables au comportement visé….)							
○ Appel à des volontaires pour des tâches précises (programmes d'éradication ponctuels…)				+			
Ton du message ***Informatif***							
○ Pédagogique : textes courts, illustrations, peu de chiffres…				+	+		
○ Scientifique : textes, tableaux, figures…	+			+			+
Jouant sur les émotions							

 © IRD, 2006

○ Sensationnaliste sur les risques : portrait-robots d'espèces menaçantes, scénario catastrophe…			+				
○ Attachement au patrimoine naturel / traditions				+			+
○ Recours à des figures charismatiques : espèce menacée à valeur symbolique, portraits d'individus impliqués dans la lutte…							
Faisant appel à la responsabilité individuelle							
○ Sur une base rationnelle (intérêt collectif / indemnisation garantie)	+				+		?
○ Sur une base socio-culturelle (ex. les Anciens respectaient l'environnement)					+		?
Crédibilité du message							
○ Information chiffrée, exemples	+			+			+
○ Auteur identifié / transparence des objectifs	+			+	+		+
○ Citation ou accès aux sources scientifique	+						+
Support / Vecteur							
○ Site Internet dédié	+						+
○ Site Internet hébergé par une institution environnementale							
○ Brochures / Dépliants	+		+		+		+
○ Affiches / Posters				+			
○ Radio / TV dans programmes d'information : sur l'actualité du problème et sa gestion				+			
○ Presse locale rendant compte de l'actualité du problème et sa gestion				+			+
○ Radio / TV dans campagnes publicitaires							
○ Participation à des manifestations scientifiques / culturelles				+			+
○ Publications / Documents de travail	+						

© IRD, 2006

La collection « Expertise collégiale » propose des ouvrages destinés à aider les acteurs du développement dans leurs choix stratégiques. Chaque volume est rédigé par un groupe de chercheurs qui rassemble et synthétise les analyses scientifiques utiles pour répondre à des questions opérationnelles liées au développement des pays du Sud. (partie analytique jointe sur CD-ROM)

La biodiversité calédonienne, reconnue comme l'une des plus exceptionnelles avec son fort taux d'endémisme, est largement menacée par l'introduction de nouvelles espèces. Il est donc important de protéger l'écosystème calédonien, à la fois riche et vulnérable, des espèces envahissantes, l'une des principales causes de perte de la biodiversité à l'échelle mondiale.

Face à cette menace, le Gouvernement et les trois provinces de Nouvelle-Calédonie souhaitent mettre en place une structure collective afin de définir les orientations stratégiques nécessaires pour préserver et conserver leur biodiversité. Elles ont ainsi voulu qu'un état des connaissances soit dressé et qu'une réflexion soit menée sur la prévention, la détection précoce, l'intervention rapide, l'éradication, le confinement et le contrôle des espèces envahissantes.

Cette expertise collégiale apporte les éléments nécessaires à la construction d'un système de biosécurité pertinent et efficace pour l'archipel néo-calédonien.

The introduction of new species poses a major threat to New Caledonia's biodiversity, widely known for its exceptional quality and high rate of endemism. It is therefore important to protect New Caledonia's rich but vulnerable ecosystem from invasive species, which are one of the main causes of biodiversity loss worldwide.

Confronted with this threat, the Government and the three Provinces of New Caledonia wish to set up a collective structure to define the necessary strategic guidelines for protecting and conserving biodiversity. They also wanted a state-of-the-art report and analysis of the prevention, early detection, rapid response, eradication, containment and control of invasive species.

This expert group review provides the necessary elements for designing a biosecurity system that will be effective and relevant to the New Caledonian archipelago.

15 €

ISSN 1633-9924 / ISBN : 2-7099-1613-4

Institut agronomique néo-calédonien

Province Nord

Province Sud

Province des îles Loyauté

IRD : 213, rue La Fayette - 75480 Paris cedex 10

Diffusion : IRD, 32, avenue Henri-Varagnat - 93143 Bondy cedex
fax : 01 48 02 79 09 courriel : diffusion@bondy.ird.fr

9 782709 916134