

QUESTION 8

L'éradication : une mesure de gestion des populations allochtones

Lloyd LOOPE¹, Andy SHEPPARD²,
Michel PASCAL³, Hervé JOURDAN⁴

¹ US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Maui, Hawaiï 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 : détecter 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 révéleront 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 km², 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 substantiellement 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 XX^e 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 sylvestrus*). 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 km², et seulement 21 % une superficie supérieure ou égale à 10 km². La plus vaste de ces dernières, l'île Marion, atteint cependant une superficie de 290 km².

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 km² d'un territoire du Nord-Est du Brésil (Simberloff, 2002), la lucilie bouchère aux États-Unis et au Mexique, et la mouche du fruit *Ceratitidis 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 km² 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 détectée 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 fourmière 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 km², 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 km² 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 la 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'Hawaïi (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'Hawaïi 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 XIX^e 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., LÉBOUVIER 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 (*Chondrilla 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., MCCOY 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, Kermadec 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.