IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LE MILIEU NATUREL EN NOUVELLE-CALEDONIE

I IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LA FLORE ET LES GROUPEMENTS VEGETAUX

Tanguy Jaffré, Jean-Marie Veillon, Frédéric Rigault & Gilles Dagostini

II ALTERATION DE LA DIVERSITE FAUNISTIQUE DANS UN MILIEU DEGRADE PAR LE FEU : LE CAS DE LA FORET SCLEROPHYLLE

- Diversité faunistique et structure des peuplements d'une forêt sclérophylle et d'une formation dérivée, le fourré à *Acacia spirorbis.*
  Jean Chazeau, Lydia Bonnet de Larbogne & Tana Potiaroa

- Feux de brousse et invasion des milieux du domaine scléroophylle par la fourmi pionnière *Wasmannia auropunctata.*
  Hervé Jourdan & Jean Chazeau

112 000 81273
2 ex FDI
Non Num

CORDET
Commission de Coordination
de la Recherche dans les DOM-TOM

ORSTOM
Institut Français de Recherche Scientifique
pour le Développement en coopération

Centre de Nouméa
Août 1997

Montpellier
0 82 Ecosys
JAF
6 OCT. 1997
F
ORSTOM Documentation
010053369

IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LE MILIEU NATUREL EN NOUVELLE-CALEDONIE

Préambule

La Nouvelle-Calédonie est connue pour la richesse, l'originalité et le fort taux d'endémisme de sa flore et de sa faune (la flore néocalédonienne compte, par exemple, 3000 espèces autochtones de phanérogames avec un taux d'endémisme de 75 à 80%).

La période récente à vu se multiplier les incendies d'origine humaine au point que divers élus, représentants d'organismes publics ou membres d'associations privées de sauvegarde de la nature s'en sont émus et tentent de sensibiliser les populations aux conséquences des feux. Toutefois l'on manque encore de données sur l'impact réel des feux qui est probablement très différent selon la nature des biotopes concernés.

Première partie

IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LA FLORE ET LES GROUPEMENTS VEGETAUX DE NOUVELLE-CALEDONIE

Tanguy JAFFRÉ, Jean-Marie VEILLON, Frédéric RIGAULT , Gilles DAGOSTINI

Laboratoire de Botanique et d'Écologie Végétale
Centre ORSTOM de Nouméa - BP A5 98848 Cedex- NOUVELLE-CALÉDONIE

IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LA FLORE ET LES GROUPEMENTS VEGETAUX DE NOUVELLE-CALEDONIE

T. Jaffré, J.M. Veillon, F. Rigault , G. Dagostini

RESUME

Toutes les formations végétales du Territoire sont touchées par des incendies ou "feux de brousse". Leur fréquence et leur gravité sont variables selon la nature du couvert végétal et de sa composition floristique.

La présente étude concerne l'impact des feux sur plusieurs ensembles de groupements végétaux : la forêt dense humide, une catégorie de maquis (le maquis ligno-herbacé) sur sols issus de roches ultramafiques (terrains miniers) et la forêt sclérophylle (ou forêt sèche), ainsi que les formations qui en sont issues sur sols d'origine volcanique ou sédimentaire.

Les feux de forêts denses humides, limités le plus souvent à leurs marges, sont très destructeurs mais n'entraînent pas de changements irréversibles à long terme s'ils ne sont pas répétés. La reconstitution de la forêt s'effectue par le processus de la succession secondaire à partir d'espèces secondaires endémiques (*Alphitonia neocaledonica* (Rhamnacées), *Hibbertia lucens* (Dilléniacées), *Basselinia pancheri* (Palmiers) et diverses Araliacées, Cunoniacées et fougères.

Le maquis ligno-herbacé est une formation végétale adaptée au feu (formation pyrophyte) qui se reconstitue par phénomène "d'autosuccession". Les espèces arbustives ainsi que *Lepidosperma perteres* (Cypéracée jonciforme) temporairement dominante, se régénèrent rapidement par voie végétative, tandis que les Cypéracées cespiteuses, qui constituent un matériel inflammable en saison sèche, ne se réinstallent complètement qu'au bout d'une dizaine d'années à partir de semences. La dégradation des conditions de milieu par diverses activités humaines peut favoriser l'installation permanente d'une fougeraie à base de *Pteridium esculentum*.

La forêt sclérophylle est extrêmement sensible au feu et sa reconstitution demeure problématique en raison d'un envahissement des zones brûlées par des espèces grégaires, en grande majorité allochtones, qui s'opposent à la réinstallation des espèces initiales. Lorsque les incendies se répètent, les fourrés arbustifs secondaires dont certains pourraient être le point de départ d'un retour progressif à la forêt, sont remplacés par des savanes dont la strate graminéenne dense empêche toute évolution du couvert végétal en constituant un matériel très inflammable en saison sèche.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION

1.1. Importance des feux de brousse en Nouvelle-Calédonie

1.2. Causes des incendies

1.3. Les études

2. IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LA VEGETATION OCCUPANT LES SUBSTRATS ISSUS DE ROCHES ULTRAMAFIQUES EN ZONES HUMIDES.

2.1. Etendue de l'effet des incendies

2.2. Caractéristiques générales de l'effet des incendies sur la végétation des terrains miniers

2.2.1. Variation de la richesse floristique

2.2.2. Variation des composantes floristiques

2.3. Etude de cas - Impact des feux de brousse sur la forêt dense humide sur sols issus de roches ultramafiques

2.3.1. Caractéristiques de la zone de transition

2.3.2. Caractéristiques de la forêt secondaire

2.3.3. Caractéristiques générales de l'action des feux sur la marge des forêts denses humides sur sols issus de roches ultramafiques, la succession secondaire

2.4. Etude de cas - impact des feux de brousse sur les maquis ligno-herbacés de la Plaine des Lacs

2.4.1. But et cadre de l'étude

2.4.2. Méthode d'étude

2.4.3. Résultats

2.4.3.1. Evolution du nombre d'espèces

2.4.3.2. Evolution du recouvrement végétal

2.4.3.3. Evolution des composantes de la végétation

- Evolution de Pteridium esculentum

- Evolution de Lepidosperma perteres

- Evolution de l'ensemble des espèces arbustives

- Evolution des Cypéracées cespiteuses

2.4.3.4. Réaction des espèces du maquis ligno-herbacé à l'action des feux

2.4.4. Caractéristiques générales de l'action des feux sur les maquis ligno-herbacés, conclusion

3. IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LA VEGETATION OCCUPANT LE DOMAINE DE LA FORET SCLEROPHYLLE

3.1. Cadre de l'étude

3.2. Méthode d'étude

3.3. Résultats

3.3.1. Action des feux sur la forêt slérophylle de la région de Nouméa

3.3.1.1. Variation du couvert végétal

3.3.1.2. Variation de la richesse et de la composition floristiques

3.3.2. Action des feux sur la forêt sclérophylle de Pindai

3.3.2.1. Variation du couvert végétal

3.3.2.2. Variation de la richesse et de la composition floristique

3.4. Caractéristiques générales de l'action des feux sur la forêt sclérophylle

4. DISCUSSION -CONCLUSIONS

1. INTRODUCTION

1.1. Importance des feux de brousse en Nouvelle-Calédonie

Les feux de brousse constituent en Nouvelle-Calédonie comme dans l'ensemble du monde tropical et méditerranéen, l'un des facteurs principaux de transformation et de dégradation du milieu naturel (Gill et al.1981, Booysen & Tainton 1984, Goldammer 1990, Van Wilgen et al.1992. Whelan R.J.1995). Les feux ont, sans nul doute, eu un rôle important dans la configuration actuelle des formations végétales du Territoire.

On peut, à ce jour, estimer que la totalité des savanes, des fourrés et des maquis sur roches acides, soit un total de 6500 km², en sont le résultat. Ces formations, dont la flore est composée majoritairement d'espèces introduites, ont été classées par (Morat *et al* 1980) en "formations transformées ". Elles s'opposent aux "formations autochtones " dont la flore est très largement constituée d'espèces endémiques de la Nouvelle Calédonie. Ceci n'exclut pas que certaines formations autochtones soient aussi la résultante des incendies. C'est notamment le cas pour la plupart des maquis miniers qui occupent 4500 km² et dont une faible fraction ne résulte pas directement des incendies (Fig. 1)

Si l'on a tendance à considérer que les feux ont débuté avec l'arrivée de l'homme, estimée à 4000-4500 ans pour la Nouvelle-Calédonie, des études récentes (Hope 1994), basées sur l'examen de pollens fossiles recueillis dans des sédiments anciens de la Plaine des Lacs, remettent ce point de vue en cause. Les résultats montrent l'alternance depuis 30000 ans de phases forestières et de phases pionnières "post incendie" à Casuarinacées dominantes.

L'adaptation au feu des espèces néo-calédoniennes pourrait donc être beaucoup plus ancienne que ce que l'on a coutume de considérer. Les données palynologiques devraient cependant être étayées par des recherches et des études de macrorestes.

1.2. Causes des incendies.

Les causes actuelles des incendies sont principalement d'origine humaine, même si quelques incendies résultent certainement de la foudre. Ainsi, la trace d'un incendie causé par la foudre a été observée dans un maquis dominé par *Araucaria laubenfelsii* sur le massif du Mont Do en 1995. Les incendies qui se sont intensifiés dès l'arrivée des premiers hommes en Nouvelle-Calédonie, se sont encore accrus avec le développement économique du Territoire et l'ouverture de nouvelles voies d'accès. Les campagnes de sensibilisation portant leurs fruits, le nombre des feux de brousse devrait décroître au cours des années à venir.

Les incendies sont largement liés aux pratiques culturales, les feux étant utilisés comme auxiliaires nécessaires aux défrichements des terres destinées à l'agriculture et, depuis l'arrivée des Européens, à l'élevage.

Dans les secteurs sans valeur agricole, les feux sont associés à des pratiques de chasse et à des prospections minières, mais aussi, bien souvent, à la propagation accidentelle non contrôlée des feux allumés initialement pour défricher des zones à vocation agro-pastorale. Beaucoup d'incendies, qui maintenant n'ont pas de causes identifiées, sont dus à des négligences et à des actes de malveillance. De nombreux incendies dévastateurs pourraient

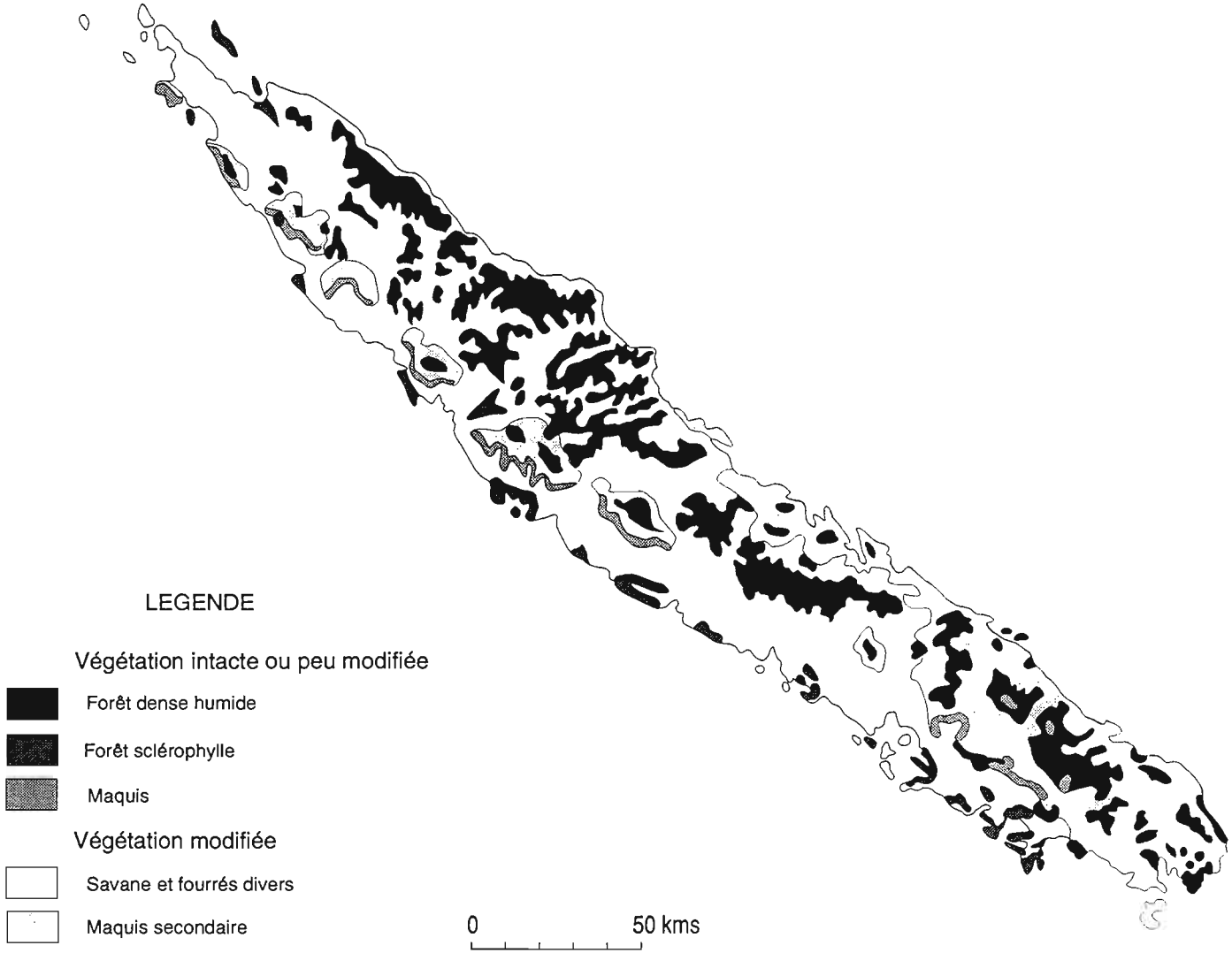


Fig. 1 Répartition des formations végétales "intactes ou peu modifiées" et "modifiées" sur l'ensemble de la Grande Terre

être évités si une alerte rapide était donnée permettant de circonscrire le foyer initial, qui trop souvent laisse indifférents les premiers témoins qui ne se sentent pas directement concernés.

1.3. les études.

Elles ont pour but de mesurer l'influence des feux sur la végétation (nature, importance durée, des modifications...) et de définir pour quelques cas le processus de la reconstitution.

Elles portent sur l'impact des feux de brousse sur 2 types de biotopes bien tranchés, d'une part, des biotopes sur roches ultramafiques en zone humide (pluviométrie annuelle moyenne supérieure à 2000mm), d'autre part, des biotopes sur roches sédimentaires en zones sèches (pluviométrie annuelle moyenne <1300mm). Les premiers biotopes englobent des forêts denses humides et des maquis, les seconds, des forêts sclérophylles ou forêts sèches, des fourrés arbustifs et des savanes.

L'étude botanique approfondie concerne en zone pluvieuse, d'une part, l'ensemble du domaine ultramafique, d'autre part, pour des analyses plus détaillées, la forêt de la Rivière Bleue prise comme témoin et le maquis ligno-herbacé de la Plaine des Lacs, tous deux situés dans le Grand Massif du Sud. En zone sèche, les observations ont porté sur deux secteurs de la côte ouest : la région de Nouméa et celle de Pindai près de Népoui.

2. IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LA VEGETATION OCCUPANT LES SUBSTRATS ISSUS DE ROCHES ULTRAMAFIQUES EN ZONE HUMIDE.

2.1. Etendue de l'effet des incendies

La forêt dense humide, qui est la végétation climatique de ces zones, ne possède pas, sauf en période sèche exceptionnelle, une inflammabilité suffisante pour être la proie des flammes. Néanmoins, l'action des feux se fait largement sentir sur ses marges. Dans les secteurs soumis à des incendies fréquents, la forêt se trouve rognée progressivement. Aussi observe-t-on une discontinuité nette entre la forêt dense humide et les savanes ou les maquis voisins. Les feux, poussés par les vents dominants, les alizés du sud-est, sont souvent arrêtés en crête et ne se propagent pas sur les versants sous le vent qui demeurent généralement les plus boisés. A basse et moyenne altitudes, la fréquence des feux a réduit l'étendue des forêts à des reliques forestières qui garnissent les versants sud, sud-ouest et nord-est ainsi que les flancs et les fonds de vallées encaissées. (Morat et al.1981)

Le cas des forêts dominées par le chêne gomme (*Arillastrum gummiferum*) du Sud de l'Ile (Papineau 1989), dont il ne reste plus que des lambeaux, mais dont l'extension ancienne est encore signalée par de nombreux troncs morts partiellement calcinés, pourrait représenter l'exemple d'un type de forêt détruit massivement par le feu. Ces forêts qualifiées de "photo sclérophylles " par Virot (1956), apparentées néanmoins aux forêts denses humides, se situant au- dessous de 500m d'altitude dans des secteurs recevant en moyenne plus de 1500mm de pluie par an, doivent leur vulnérabilité aux incendies, à la nature de l'espèce dominante. En effet, le chêne gomme appartient, tout comme le niaouli (*Melaleuca quiquenervia*), à la famille des Myrtacées dont les espèces possèdent des feuilles qui contiennent des essences inflammables.

L'étude comprend d'une part la comparaison des formations forestières sur roches ultramafiques et des maquis qui en résultent après incendie, d'autre part, le suivi de l'évolution d'un maquis après incendie. Elle a pour objet : - de quantifier les effets de la perturbation sur la richesse et la composition floristique, - de connaître à partir d'études de cas le processus de la reconstitution de la forêt ainsi que celui des maquis ligno-herbacés qui sont à l'évidence les maquis les plus tributaires des incendies répétés.

2.2. Caractéristiques générales de l'effet des incendies sur la végétation des terrains miniers

Elles sont analysées par la comparaison de la composition floristique de formations forestières avec celle de différents maquis de substitution

2.2.1. Variation de la richesse floristique

Le nombre d'espèces recensées dans 2 catégories de forêts denses humides du Parc de la Rivière Bleue (Jaffré et Veillon 1990) et dans différentes catégories de maquis résultant d'incendies (Jaffré 1992) est donné dans le tableau 1.

Tableau 1 Comparaison du nombre d'espèces recensées dans différentes parcelles de forêts sur sols issus de roches ultramafiques et dans différents maquis miniers.

Forêt Inventaire sur 2500 m²		Maquis inventaires régionaux (S > 2500 m²)		
1	2	3	4	5
124	199	67	80	62
134	205	63	68	46
136	206	129		106
140	209	81		49
150	227			41

1 - Forêt sur alluvions (Jaffré, Veillon 1991)
2 - forêt sur pentes (Jaffré, Veillon 1991)
3 - maquis ligno-herbacé sur sol oxydique érodé (Jaffré 1992)
4 - maquis paraforestier sur sol oxydique colluvionnaire (Jaffré 1992)
5 - maquis arbustif sur sol oxydique induré (Jaffré 1992)

Pour les forêts, l'inventaire porte sur des surfaces échantillons de 2500 m² (50mx50m) correspondant à l'aire minima. C'est à dire à la surface au-delà de laquelle l'accroissement du nombre d'espèces demeure très faible lorsque l'on augmente la surface inventoriée tout en se cantonnant au sein de la même association végétale. Pour les maquis, les valeurs correspondent au nombre total d'espèces appartenant à une association végétale définie à partir de relevés de végétation non contigus dans une région donnée. La surface inventoriée est dans tous les cas supérieure à 2500 m². En pratiquant de la même façon pour les forêts, on obtiendrait des valeurs plus élevées que celles obtenues pour des parcelles de 2500 m² d'un seul tenant.

Les résultats montrent un net appauvrissement de la flore des maquis par rapport à celle des forêts sur roches ultramafiques. Ceci apparaît également à l'examen de l'ensemble de la flore des roches ultramafiques du Territoire. On a un effet recensé 1360 espèces différentes de végétaux vasculaires dans les forêts qui occupent moins de 1000 km² (Jaffré, Veillon,

Pintaud 1996) contre 1142 espèces dans les maquis qui s'étendent sur environ 4500 km² (Jaffré, Veillon, Morat 1994).

Les deux précédentes études citées ont également montré qu'en dépit d'une diminution du nombre d'espèces par rapport à la flore des forêts, la flore des maquis à un taux d'endémisme qui s'établit à 89%, soit un taux sensiblement supérieur à celui des forêts sur roches ultramafiques (82,43%).

Les incendies répétés ont entraîné un appauvrissement de la flore initiale forestière, mais son remplacement s'est fait par une flore qui possède, comme il a été montré (Morat et al 1986) des éléments floristiques hautement originaux. La cause est ici à rechercher comme cela a été souligné dans la nature très particulière du substrat édaphique qui ne permet l'installation que d'espèces préadaptées. (Jaffré 1980, 1992)

2.2.2. Variation des composantes floristiques

Le changement de formation végétale s'accompagne d'un changement de flore. Les différences entre la flore des forêts denses humides sur roches ultramafiques et celle des maquis miniers sont mentionnées dans plusieurs travaux (Jaffré 1980, Morat et al.1986, Jaffré, Veillon, Morat 1994, Jaffré, Veillon, Pintaud 1996). (Tableaux 2 et 3)

Tableau 2 Comparaison de l'importance des principales familles de Dicotylédones de la flore des maquis et des celles des forêts sur sols issus de roches ultramafiques

	Maquis		Forêt	
Familles	nombre d'espèces	endémisme %	nombre d'espèces	endémisme %
MYRTACÉES	135	98,5	94	100
EUPHORBIACÉES	98	93,9	89	94,4
RUBIACÉES	77	93,5	79	93,7
APOCYNACÉES	55	98	64	92,2
CUNONIACÉES	55	100	35	100
RUTACÉES	52	94,2	30	93,3
SAPOTACÉES	39	100	28	96,4
LEGUMINEUSES	37	89,2	20	100
PROTEACÉES	25	100	18	100
FLACOURTIACÉES	24	100	22	100
ARALIACÉES	24	100	54	98,2
SAPINDACÉES	23	86,9	37	94,6
DILLENIACÉES	22	95,5	7	85,7
LAURACÉES	20	95	25	100
PITTOSPORACÉES	20	94,1	18	100
EPACRIDACÉES	17	94,1	6	100

En ce qui concerne les principales familles des maquis, on observe, par rapport aux forêts, une importance nettement supérieure en nombre d'espèces, des Myrtacées, Euphorbiacées, Cunoniacées, Rutacées, Sapotacées, Légumineuses, Protéacées, Dilléniacées, Epacridacées, Cypéracées, et une importance moindre des Araliacées, Sapindacées, Orchidacées.

Tableau 3 Comparaison de l'importance des principales familles de Monocotylédones de la flore des maquis et de celle des forêts sur sols issus de roches ultramafiques.

	Maquis		Forêts	
Familles	nombre d'espèces	endémisme %	nombre d'espèces	endémisme %
ORCHIDACÉES	40	65	145	49
CYPERACÉES	36	61,1	9	55,6
GRAMINEES	15	46,7	3	33,3
LILIACÉES	9	66,7	7	42,9
SMILACACÉES	6	100	5	100

En outre, il convient de signaler l'absence ou la faible représentation dans les maquis secondaires, des familles connues pour leurs affinités forestières (Palmiers, Pandanacées, Cyathéacées, Moracées...). La même remarque vaut pour les familles originales de Dicotylédones comprenant les familles endémiques : Sphénostémonacées, Alseuosmiacées (totalement absentes des maquis) les Balanopacées (1 seule espèce commune aux maquis et aux forêts sur les 7 espèces présentes sur roches ultramafiques), les Monimiacées et Wintéracées (1 à 2 espèces communes aux forêts et aux maquis). Par contre, les Annonacées avec 3 genres (*Desmos, Uvaria et Xylopia*) sur 5 représentés dans les maquis, sont moins dessimés que les autres groupes archaïques par l'effet de la secondarisation résultant des incendies.

De même, les Conifères, dont le caractère héliophile d'un grand nombre d'entre eux a été souligné (Jaffré 1994), demeurent avec 19 espèces présentes dans les maquis et 32 dans les forêts sur roches ultramafiques, assez bien adaptés aux formations secondaires faisant suite aux incendies. Des études en cours (Rigg, Enright, Jaffré, sous presse) montrent également cela.

2.3. Etude de cas - Impact des feux de brousse sur la forêt dense humide sur sols issus de roches ultramafiques

Bien que les feux de litière puissent être observés certaines années particulièrement sèches, les feux de forêt ne sont pas fréquents en Nouvelle-Calédonie. Toutefois la marge de la forêt est souvent touchée par les incendies de savanes, et plus fréquemment dans le cas étudié ici par des feux provenant du maquis ligno-herbacé. La forêt régresse ainsi progressivement, d'autant plus rapidement que les feux se répètent.

L'analyse de la forêt anciennement brûlée à été effectuée en lisière de la forêt du Parc de la Rivière Bleue, où l'on a pu reconnaître une zone de transition entre le maquis et la forêt et une zone de forêt secondaire correspondant à un stade avancé de la succession secondaire.

2.3.1. Caractéristiques de la zone de transition entre la forêt et le maquis secondaire de substitution

Il s'agit d'une zone dont on sait qu'elle n'a pas brûlé depuis au moins trente années et jamais de manière répétée comme le maquis minier précédemment étudié. L'examen a porté sur une surface de 625 m² en lisière de forêt. (Figure2)

La flore est ici considérablement appauvrie par rapport à la flore forestière qui sur ce type de sol, dans le Parc de la Rivière Bleue, compte en moyenne 209 espèces pour une surface de 2500 m² (Jaffré, Veillon 1991). En effet seulement 19 espèces ont été recensées dans la zone de contact (Tableau 4).

Tableau 4 Composition floristique et importance des espèces ligneuses en lisière de forêt

Espèces	Familles	Types biologiques*	Nbre de pieds /125 m²	Surface terrière cm²/125m²
Acsmithia densiflora	Cunoniacées	a	2	7,29
Alphitonia neocaledonica	Rhamnacées	a	1	0,07
Baeckea leratii	Myrtacées	sa	126	70,59
Cordyline neocaledonica	Agavacées	sa	1	0,50
Costularia arundinacea	Cypéracées	h	-	-
Costularia nervosa	Cypéracées	h	-	-
Dicranopteris linearis	Gleicheniacées	h	-	-
Dracophyllum ramosum	Epacridacées	sa	3	1,71
Eriaxis rigida	Orchidacées	h	-	-
Geniostoma densiflorum	Loganiacées	sa	1	< 0,1
Gleichenia dicarpa	Gleicheniacées	h	-	-
Grevillea gillivrayi	Protéacées	a	2	19,76
Guioa villosa	Sapindacées	a	1	< 0,1
Hibbertia lucens	Dilléniacées	a	1	< 0,1
Hibbertia trachyphylla	Dilléniacées	sa	4	5,14
Myodocarpus fraxinifolius	Araliacées	a	24	297,80
Myrtastrum rufopunctatum	Myrtacées	sa	1	0,20
Pancheria sebertii	Cunoniacées	a	7	34,02
Styphelia cymbulae	Epacridacées	sa	1	< 0,1

* a: arbuste. sa : sous arbrisseau. h : plante herbacée

La strate herbacée , qui recouvre entièrement le sol est constituée principalement de deux fougères grégaires (*Gleichenia dicarpa* et *Dicranopteris linearis)* associées à quelques touffes de Cypéracées (*Costularia arundinacea* et *C. nervosa),* et à une Orchidée *Eriaxis rigida.*

Les espèces arbustives sont au nombre de 14. Leur importance en nombre d'individus calculé sur une surface de125 m² est également donnée dans le tableau 4. Les espèces banales des maquis sont nombreuses et *Baeckea leratii* qui se multiplie à la fois par graines et par rejets est dominant. Quatre espèces préforestières : *Pancheria sebertii* (Cunoniacées), *Hibbertia lucens* (Dilléniacées) *Alphitonia neocaledonica* (Rhamnacées) *Myodocarpus fraxinifolius* (Araliacées) surciment les espèces caractéristiques du maquis. *Myodocarpus fraxinifolius* est représentée par des individus de trois à quatre mètres de haut dont les plus grands ont des tiges d'un diamètre de l'ordre de 8cm. Sa présence traduit une évolution vers une formation à caractère forestier.

Fig. 2 Lisière de forêt soumise aux effets de plusieurs incendies.

Fig. 3 Phase de reconstitution de la forêt primaire après incendie.

Bien que cette évolution soit ici nettement perceptible les espèces forestières sciaphiles demeurent totalement absentes et le processus de la succession secondaire qui s'amorce apparaît extrêmement lent.

La totalité des espèces ligneuses appartient à la flore endémique du territoire et beaucoup d 'entre elles à la flore des maquis miniers, tandis que les deux fougères dominantes de la strate herbacées sont des espèces autochtones à large distribution. Leur développement aurait été favorisé par la présence d'une matière organique acide incomplètement détruite lors de l'incendie.

On est ici en présence d'une zone en lisière de forêt touchée par plusieurs incendies, très vraisemblablement espacés dans le temps. Ils n'ont pas en effet anéanti la possibilité d'évolution progressive (processus de la succession secondaire). Toutefois l'installation très significative des espèces héliophiles du maquis, traduit une dégradation des conditions de milieu. Si d'autres incendies surviennent cela permettra à ces espèces d'occuper une plus grande part de l'espace au détriment des espèces relais (*Myodocarpus, Alphitonia, Pancheria*). L 'abondance de* Baeckea leratii ***portant des traces de feux est à cet égard déjà significative.

2.3.2. Caractéristiques de la forêt secondaire

L'étude a porté sur une surface de 1200 m² (40 x 30 m) en position de pente dans une zone comprise entre la forêt dense humide intacte et un maquis ayant brûlé plus récemment que la zone de transition présentée plus haut. (Figure 3)

Avec un total de 173 espèces cette formation a une richesse floristique du même ordre de grandeur que celle de la forêt primaire. Sa composition floristique et sa structure sont toutefois différentes (Tableau 5). Les espèces les plus fréquentes sont celles de la flore des forêts secondaires (*Basselinia pancheri, Codia arborea, Garcinia neglecta, Deplanchea speciosa)*, ainsi que des espèces des maquis paraforestiers (*Hibbertia pancheri , Gymnostoma deplancheanum)* à l'état sénescents. Par contre les espèces les plus nombreuses de la forêt à maturité (Jaffré, Veillon 1991) sont absentes ou faiblement représentées. C'est notamment le cas de *Cyphokentia macrostachya* (Palmiers), *Guettarda eximia* (Rubiacées), *Diospyros austrocaledonica* (Ebénacées), *Archidendropsis granulosa* (Légumineuses), *Pycnandra* sp. (Sapotacées) et de plusieurs espèces du genre *Cryptocarya* (Lauracées). L'installation d'un nombre important de jeunes *Calophyllum caledonicum (Guttifère)*, d'un diamètre encore modeste témoigne de l'évolution vers la forêt primaire. La présence de gros individus de *Nothofagus* indique que l'incendie a épargné quelques gros arbres de la forêt initiale. Il s'agit ici très probablement d 'un stade avancé de la régénération de la forêt après un premier incendie dont les effets destructeurs sont progressivement effacés par la succession secondaire qui tend à la reconstitution complète de la forêt initiale.

Tableau 5 Comparaison de l'importance des espèces (d'un dbh>5cm) les plus nombreuses dans la forêt de transition, et des mêmes espèces dans la forêt primaire.

Nombre d'individus rapportés à l'hectare		
	forêt dense humide	Forêt primaire (1)
Basselinia pancheri (Palmiers)	933	183
Codia arborea (Cunoniacées)	558	80
Garcinia neglecta (Guttifères)	441	27
Deplanchea speciosa (Bignoniacées)	400	138
Flindersia fournieri (Flindersiacées)	291	51
Styphelia pancheri (Cunoniacées)	266	< 50
Brongniartikentia vaginata (Palmiers)	183	85
Hibbertia pancheri (Dilléniacées)	175	< 50
Myodocarpus fraxinifolius (Araliacées)	125	50
Garcinia amplexicaulis (Guttifères)	125	168
Rhodamnia andromedoides (Myrtacées)	125	14
Montrouziera gabriellae (Guttifères)	125	< 50
Gymnostoma deplancheanum (Casuarinacées)	116	< 50
Calophyllum caledonicum (Guttifères)	75	100
Acsmithia meridionalis (Cunoniacées)	75	< 50
Beauprea asplenioides (Protéacées)	66	< 50
Ilex sebertii (Aquifoliacées)	58	< 50
Gardenia aubryi (Rubiacées)	58	76
Pancheria elliptica (Cunoniacées)	58	< 50

(1) d'après Jaffré & Veillon 1991

2.3.3. Caractéristiques générales de l 'action des feux sur la marge des forêts denses humides sur sols issus de roches ultramafiques. La succession secondaire

Sur sols issus de roches ultramafiques l'action du feu sur la forêt se traduit par la destruction de celle-ci et son remplacement par une végétation floristiquement appauvrie dominée par des fougères. Ces dernières favorisent, si un second incendie ne survient pas, l'installation d'espèces préforestières puis, lorsque ces dernières ont atteint leur taille adulte, celle d'espèces de la forêt primaire.

Le processus de la succession secondaire qui s'amorce après l'incendie est extrêmement lent. Ce phénomène est à mettre en relation avec l'extrême pauvreté de ces sols. caractérisés en outre par la présence de certains éléments minéraux (Ni, Mn) à des teneurs anormalement élevées. Ceci peut expliquer L'absence dans ces zones incendiées d'espèces allochtones non préadaptées.

Lorsque la succession secondaire est interrompue par un nouvel incendie, comme il est fréquent de le constater, on assiste à l'installation de tout un contingent d'espèces héliophiles (Cypéracées diverses, ligneuses buissonnantes) et à une évolution vers un maquis ligno-herbacé dont la réaction aux incendies a été suivie dans plusieurs parcelles de La Plaine des Lacs. L'ensemble des processus qui seront étudiés plus en détail, sont schématisés sur la figure 4.

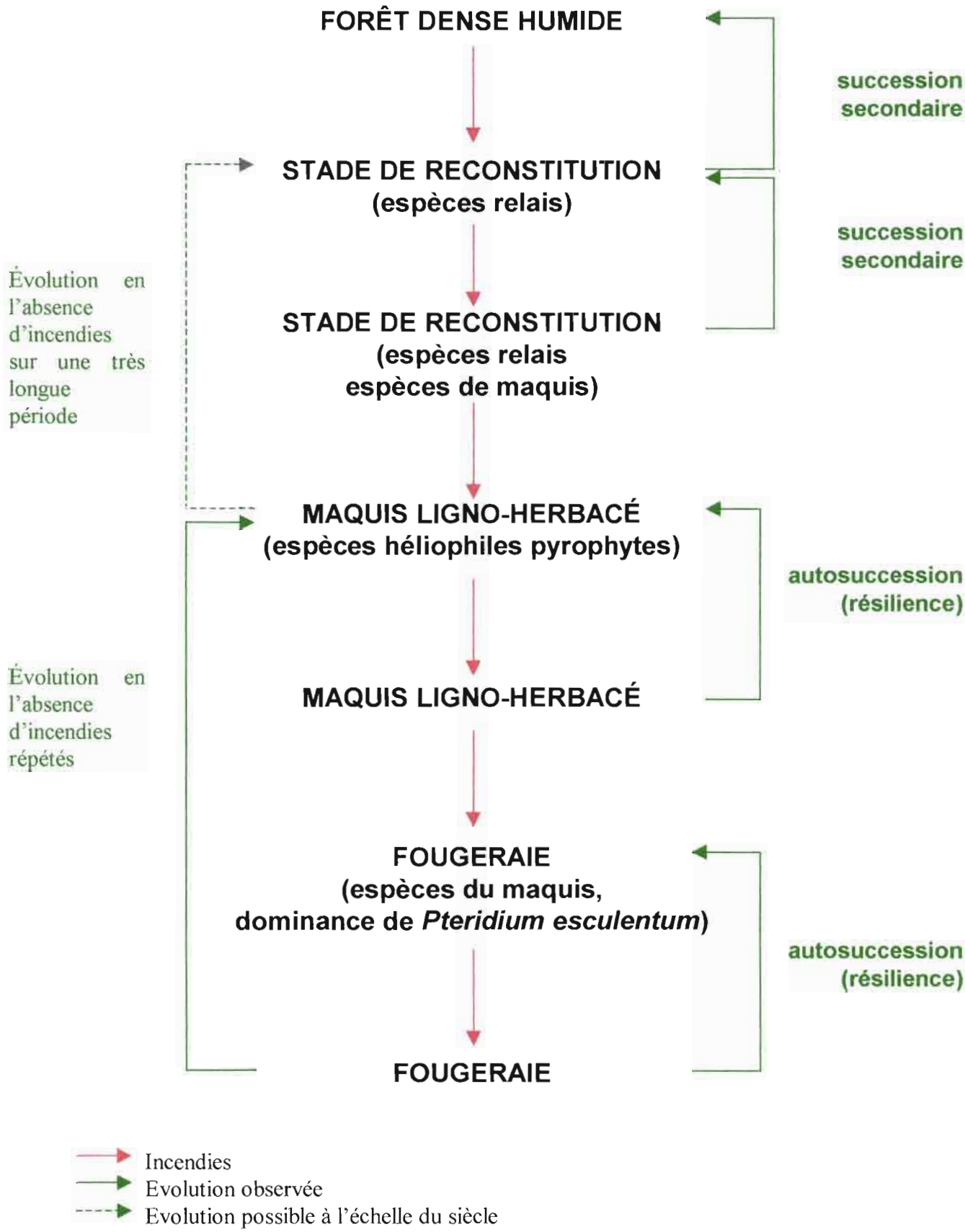


Fig. 4 Évolution sous l'effet des incendies, de la végétation des sols ferrallitiques ferritiques peu à moyennement désaturés sur substrat d'origine ultramafique.

2.4. Etude de cas - Impact des feux de brousse sur les maquis ligno-herbacé de la Plaine des Lacs

2.4.1. But et cadre de l'étude

L'étude entreprise à partir de 1984, puis son extension en 1989 à une nouvelle zone incendiée, avait pour but d'évaluer l'effet du feu sur le maquis ligno-herbacé et de suivre l'évolution du couvert végétal au cours des années suivant l'incendie.

Les maquis ligno-herbacés se distinguent des autres catégories de maquis par une strate herbacées très développée, formée de Cypéracées cespiteuses des genres *Costularia* et *Schoenus*. Leur taux de recouvrement est supérieur à celui de la strate arbustive qui est plus ou moins buissonnante et discontinue à une hauteur comprise généralement entre 20cm et 1,30m.

Ce type de maquis se trouve sur sols oxydiques (ferrallitiques ferritiques) remaniés par érosion et colluvionnement sur les versants ou en situation de piémont à toutes les altitudes. Il ne se trouve pas sur les sols oxydiques cuirassés ou gravillonnaires peu propices au développement des Cypéracées.

En raison de la strate cypéracéenne continue, inflammable en période sèche, le maquis ligno-herbacé demeure la formation végétale la plus vulnérable au feu sur roches ultramafiques. L'étude a porté dès 1984 sur un maquis de piémont et un maquis de haut versant dans le secteur de la Chute de la Madeleine et à partir de 1989 sur une troisième zone correspondant à un maquis de piémont à hydromorphie temporaire, situé entre le lieu dit La Capture et le Lac en Huit.

En se référant aux travaux antérieurs réalisés dans le Grand Massif du Sud (Jaffré 1980) il est possible de rattacher le maquis de haut versant à l'association à *Costularia pubescens* et *Styphelia albicans*, le maquis de piémont à l'association à *Codia discolor* et *Eugenia stricta* et le maquis de piémont à hydromorphie temporaire à l'association à *Homalium kanaliense* et *Costularia stagnalis*. Dans les trois cas, il s'agit d'une végétation sclérophylle peu dynamique constituée d'espèces à croissance lente, adaptées à une extrême pauvreté du sol en P, K et Ca et à des teneurs anormalement élevées en nickel (0,3 à 0,7%) et en manganèse (> 0,3%).

2.4.2. Méthodes d'études.

En raison de l'importance des Cypéracées cespiteuses et stolonifères pour lesquelles la notion d'individu est souvent ambiguë, l'évolution du tapis végétal a été suivie par la méthode linéaire des points quadrats (Canfield 1941) dont la technique a été décrite par Long (1984) et Forgeard et Touffet (1979).

Chaque ligne élémentaire a été matérialisée sur le terrain par 2 piquets entre lesquels est tendue une cordelette à laquelle est superposé un ruban métallique gradué. Les lectures ont été effectuées tous les 10 cm à différentes périodes, de la date de l'incendie à 1996. Le principe consiste à noter les espèces touchant une tige métallique de faible diamètre plantée perpendiculairement au sol. Les données recueillies permettent de calculer :

- le recouvrement végétal
- la fréquence relative des diverses espèces représentées par le pourcentage de points où l'espèce est notée.
- la contribution spécifique des diverses espèces qui est le rapport de la fréquence spécifique d'une espèce à la somme des fréquences spécifiques de toutes les espèces ; elle exprime l'importance relative des espèces à différentes périodes.

En outre, toutes les espèces ont été inventoriées sur 2500m² de zone brûlée et leur comportement observé. Des plantes ont été déterrées afin de déterminer leur mode de régénération et de multiplication.

Dans chacune des 3 zones, les lignes permanentes ont été établies au sein de surfaces homogènes, elles totalisent 170m en position de haut versant, 150m en zone de piémont et 250m en situation de piémont hydromorphe.

2.4.3. Résultats

2.4.3.1. Evolution du nombre d'espèces

La composition floristique initiale a pu être déterminée sur une surface de 2500 m² à partir de l'examen des restes de plantes calcinées. Sa comparaison avec la composition floristique au terme de 11 ans pour les zones de haut versant et de piémont montre une relative stabilité, puisque 33 espèces sur les 37 et 44 sur les 46 se trouvent respectivement en 1996 sur piémont et sur haut versant. Pour la zone de piémont hydromorphe on recense après 7 années, 33 espèces sur les 38 présentes en 1989.

Dans les 3 cas on note la disparition des Epacridacées : *Styphelia cymbulae* et *Dracophyllum ramosum* dans les maquis de piémont, *Styphelia albicans* dans le maquis de haut versant, ainsi que celle des Araliacées : *Myodocarpus* cf. *coronatus* dans les trois stations et *Myodocarpus fraxinifolius* dans le maquis hydromorphe de piémont. En outre, *Gymnostoma deplancheanum,* faiblement représenté dans la végétation initiale, se trouvant ici un peu en marge de ses biotopes habituels, ne s'est pas réinstallé dans le maquis de piémont hydromorphe.

2.4.3.2. Evolution du recouvrement végétal

Le taux de recouvrement végétal est donné par le pourcentage de points où une ou plusieurs espèces sont en contact avec la tige de lecture. L'évolution des taux de recouvrement est portée sur la figure 5 et les différents stades de l'évolution du couvert végétal en zone de piémont sont représentés sur la figure 6.

Le recouvrement végétal de la zone de piémont (Figure 5) demeure inférieur à celui du haut versant, bien que celui-ci soit l'objet d'une érosion consécutive à l'incendie. Les taux de recouvrement croissent rapidement au cours des 2 premières années et marquent un palier à partir de la 4eme année. Sur haut versant, les zones de sols nus correspondent à des blocs rocheux et à de petites ravines d'érosion qui se creusent à chaque forte pluie et, en position de piémont à des plages de sol gravillonnaire peu propice à l'installation de la végétation, car inondées en période de pluies abondantes et arides en période sèche.

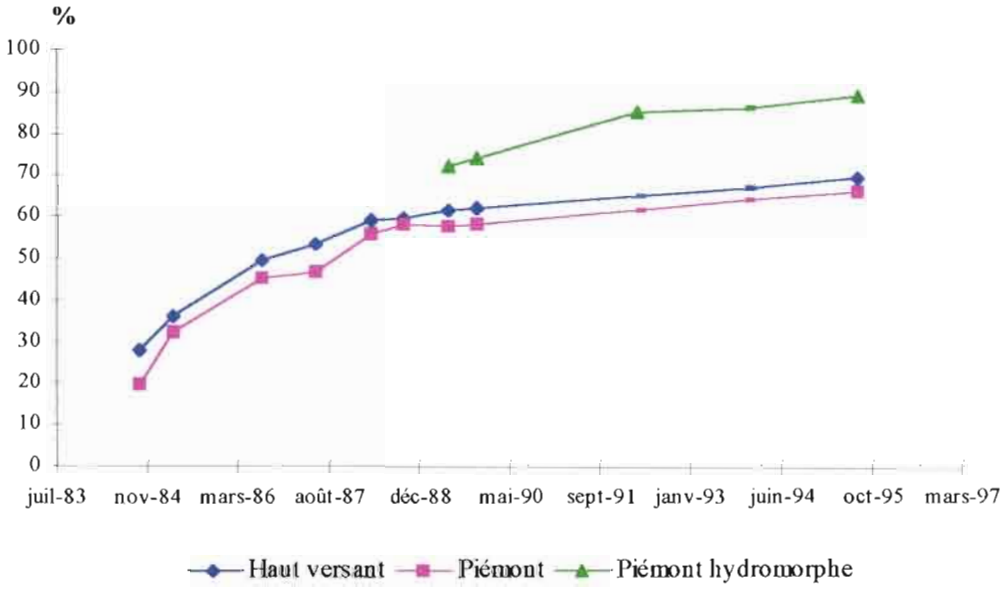


Fig. 5 Evolution des taux de recouvrement de la végétation au cours des années suivant l'incendie dans 3 catégories de maquis.

Le taux de recouvrement du sol de piémont hydromorphe est supérieur à ceux des 2 stations précédantes mais croît de manière analogue.

On constate donc une reprise rapide de la végétation après l'incendie. Il est à noter cependant que celle-ci demeure largement fonction des conditions d'humidité, liées à la pluviométrie qui précède ou suit l'incendie.

2.4.3.3. Evolution des composantes de la végétation

En fonction de leur morphologie et de leur dynamique, on peut distinguer 5 composantes de la végétation :

- *Pteridium esculentum*, fougère rhizomateuse qui émet de nombreuses frondes après l'incendie.

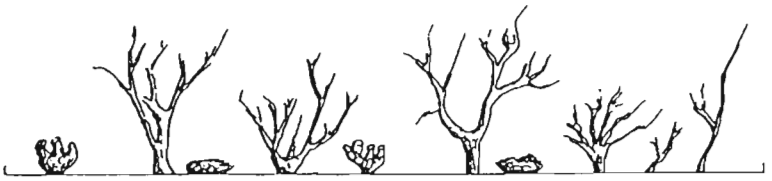
- *Lepidosperma perteres*, Cypéracée jonciforme rhizomateuse très clairsemée dans la végétation initiale et qui prolifère après incendie.

- L'ensemble des Cypéracées cespiteuses qui occupaient la plus grande partie de l'espace avant l'incendie (recouvrement compris entre 50 et 74 %)

- L'ensemble des espèces arbustives dont le recouvrement était compris entre 50 et 70 % avant l'incendie et qui se renouvellent principalement par rejets de souches.

- L'ensemble des espèces n'appartenant pas aux catégories précédentes : *Dianella intermedia* (Liliacées) *Eriaxis rigida* et *Megastylis gigas* (Orchidées) *Schizaea dichotoma* et *S. laevigata* (Schizéacées) dont la somme des importances relatives n'excède pas 2,75 dans les trois stations étudiées.

Stade initial.



Stades successifs de la reconstitution par résilience.

Stade ultime de dégradation par incendies répétés.

Fig. 6 Phases d'évolution du maquis ligno-herbacé de piémont après incendies.

L'évolution de la fréquence relative de chacune des quatre principales composantes de la végétation dans les 3 stations est donnée dans la figure 7, tandis que l'évolution de leur contribution spécifique est donnée dans la figure 8.

*- Evolution de *Pteridium esculentum*

Dans les stations de haut versant et de piémont, on note dans un premier temps une prédominance de *Pteridium esculentum* (la fougère aigle) qui développe de nouvelles frondes une à trois semaines après l'incendie. La fréquence relative de cette espèce une fois installée demeure relativement stable au cours des onze années d'observation.

Dans la zone de piémont hydromorphe, *Pteridium esculentum* est nettement moins abondant que dans les deux stations précédentes, l'hydromorphie étant sans doute un facteur limitant pour le développement de cette espèce.

La contribution spécifique de *Pteridium esculentum* qui est de 44 % sur piémont et de 67 % sur haut versant au terme des neuf et dixième mois après l'incendie décroît rapidement les deuxième et troisième années et atteint des valeurs de 7 et 12 % au bout des onze ans.

Dans la station sur piémont hydromorphe, la contribution spécifique de *Pteridium esculentum* est de 9% en 1989 et décroît progressivement au cours des six années suivantes pour atteindre une valeur de 3,4 % en 1995.

*- Evolution de *Lepidosperma perteres*

La fréquence relative de *Lepidosperma perteres* qui se développe dès les deuxième et troisième semaines, ne cesse de croître pendant les huit premières années et atteint 45% et 62% respectivement en zone de piémont et de haut versant. Au cours des trois années suivantes, on observe un fléchissement de la courbe qui atteint respectivement 38 et 45 % en 1995 pour les zones considérées.

Sur piémont hydromorphe, *Lepidosperma perteres*, qui affectionne les zones humides, montre des taux de fréquence relative encore plus important que dans les deux cas précédents. Ainsi, les valeurs oscillent-telles entre 50 et 60 % avec un pic à 68 % pour l'année 1992.

Dans les trois cas étudiés, la prédominance de cette Cypéracée jonciforme qui occupe l'espace laissé libre par la destruction des touffes de *Costularia* et de *Schoenus* (autres Cypéracées) donne au maquis une physionomie particulière qui, sur le terrain, permet aisément d'identifier les zones ayant brûlé il y a 5 à 10 ans.

La contribution spécifique de *Lepidosperma perteres* atteint rapidement 40 % sur piémont, elle est moins rapide sur haut versant mais atteint néanmoins un taux identique dès la deuxième année.

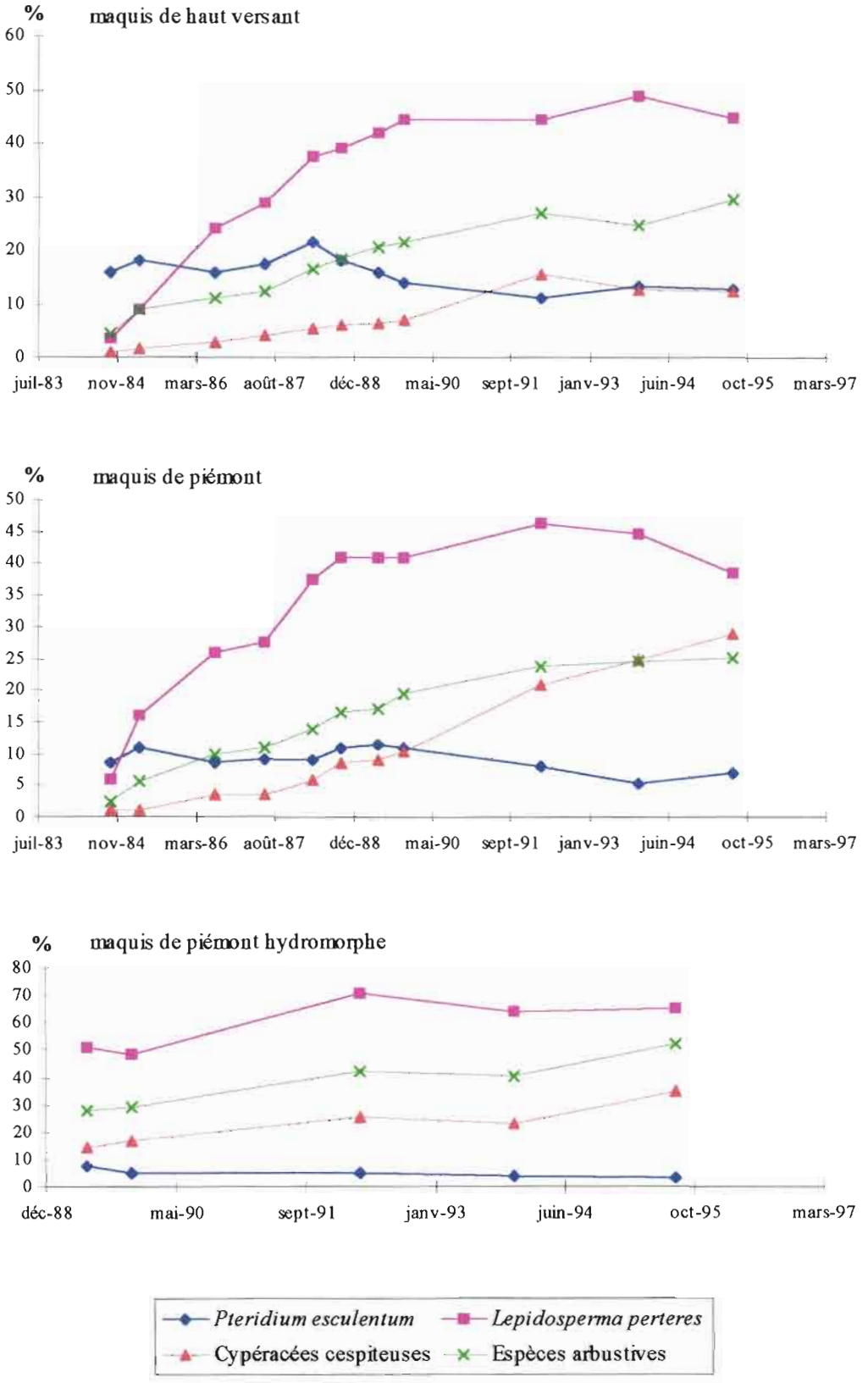


Fig. 7 Evolution de la fréquence relative des différentes composantes de la végétation au cours des années suivant l'incendie, dans les 3 catégories de maquis.

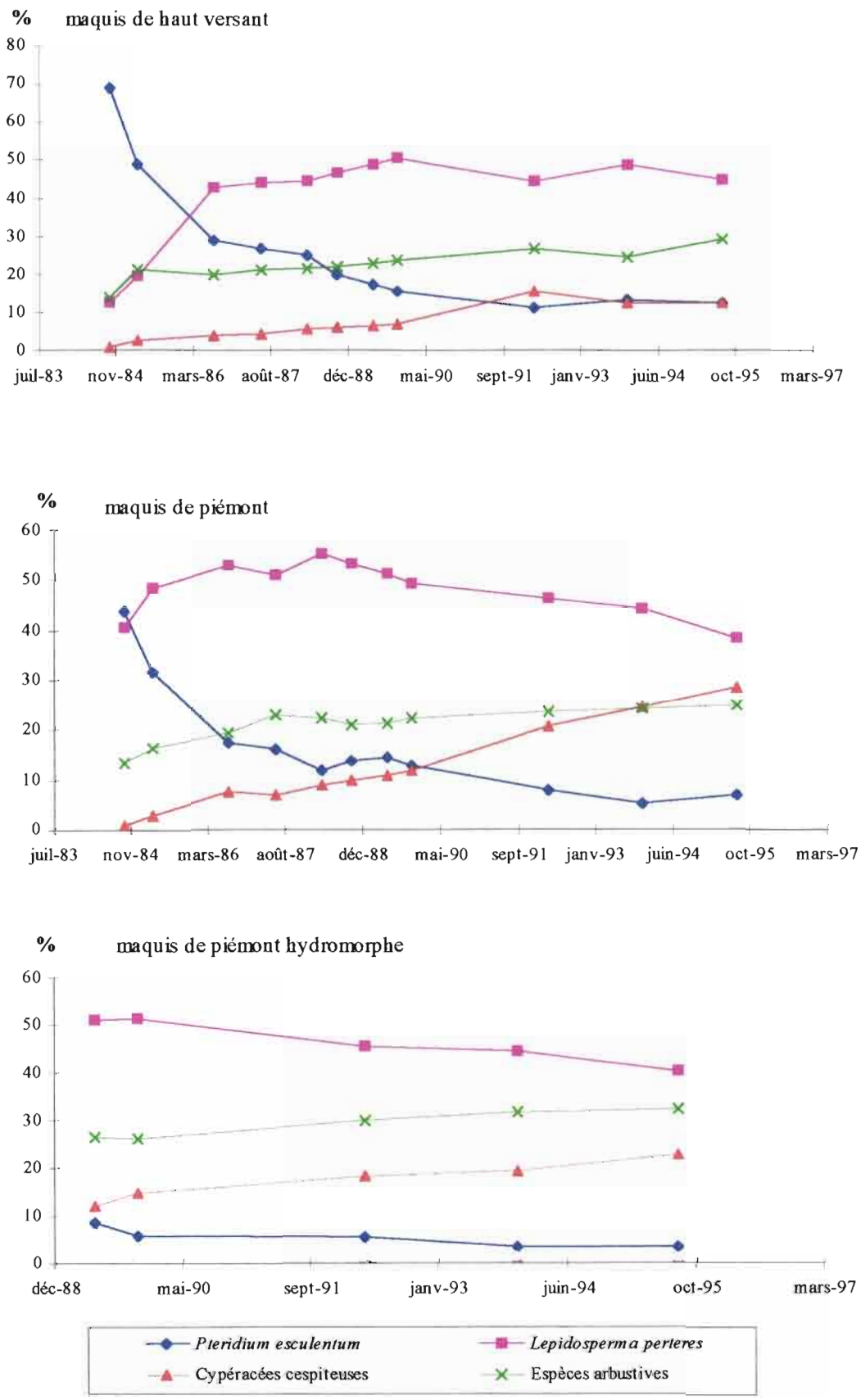


Fig. 8 Evolution de la contribution spécifique des différentes composantes de la végétation au cours des années suivant l'incendie, dans les 3 catégories de maquis.

L'accroissement de la contribution spécifique de cette espèce se poursuit sur haut versant jusqu'en 1994 et décroît sensiblement ensuite, soit à partir de la 10éme année. Sur piémont, la contribution spécifique de *Lepidosperma perteres* oscille entre 40 et 50 % de 1984 à 1992 et décroît sensiblement de la 8éme à la 11éme années. Sur piémont hydromorphe la contribution spécifique de *Lepidosperma perteres* oscille entre 50 et 65 % au cours des 7 premières années suivant l'incendie.

*- Evolution de l'ensemble des espèces arbustives.

La fréquence relative des espèces arbustives dont la plupart rejettent de souche après l'incendie, plus ou moins rapidement selon les conditions hydriques liées à la pluviométrie, croît assez régulièrement au cours des périodes d'observation. Elle atteint 23 % en zone de piémont et 30 % sur haut versant au bout de la 11eme année et 50 % en zone de piémont hydromorphe au bout de la 7éme année d'observation.

Dans les 3 cas étudiés, la contribution spécifique des espèces arbustives croît progressivement. Elle atteint après onze années 26 % en zone de piémont, 28 % en position de haut versant et après 7 années 30 % en zone de piémont hydromorphe.

La contribution spécifique de l'ensemble des espèces arbustives demeure, au terme des 11 années d'observation en zone de piémont et de haut versant et 7 années d'observation en zone de piémont hydromorphe, inférieure à la contribution spécifique correspondante de *Lepidosperma perteres* et ceci bien que cette espèce ait amorcé un léger déclin à partir de la 8éme année, notamment dans les stations de piémont et de haut versant. Par contre, les contributions spécifiques des espèces arbustives deviennent supérieures et montrent un écart de plus en plus important au fil des années avec les valeurs correspondantes pour *Pteridium esculentum.*

*- Evolution de l'ensemble des Cypéracées cespiteuses

La strate de Cypéracées cespiteuses, la plus vulnérable au feu ne subsiste après l'incendie qu'à l'état de touffes isolées épargnées par les flammes. La réinstallation des Cypéracées cespiteuses (*Costularia*, *Schoenus*) s'effectue très lentement au cours des 4 à 6 premières années suivant l'incendie, et s'amplifie ensuite notamment en zone plane. Ainsi, leur fréquence relative atteint-elle 25 % au bout de 11 ans sur piémont et 28 % au bout de 7 ans sur piémont hydromorphe.

Sur haut versant, l'installation des Cypéracées cespiteuses est plus lente, et leur importance relative n'est que de 13 % au terme des 11 années d'observation. Ces différences s'observent également au niveau de la contribution spécifique de cette composante de la végétation qui est de 24 % dans la station de piémont au bout de 11 ans, de 18 % Sur piémont hydromorphe après 7 ans et seulement de 11 % dans la station de haut versant.

2.4.3.4. Réaction des espèces du maquis ligno-herbacé à l'action du feu

Peu d'espèces meurent massivement après l'incendie. Il s'agit, comme il a été noté plus haut, des Cypéracées cespiteuses (*Costularia nervosa* et à un degré moindre, *Costularia comosa*, *Costularia stagnalis*, *Costularia arundinacea, Schoenus neo-caledonicus* et *Schoenus juvenis*), des Epacridacées (*Dracophyllum ramosum, Styphelia spp.*), des

Araliacées *(Myodocarpus* spp) et de la Rhamnacée pionnière (*Alphitonia neo-caledonica*). Ces différentes espèces ne se réinstallent ensuite qu'à partir de graines. Dans le cas des Cypéracées et surtout dans celui d'*Alphitonia neocaledonica*, la régénération s'effectue à partir de semences contenues dans le sol.

La majorité des espèces des maquis ligno-herbacés résistent au feu bien que la partie aérienne soit entièrement détruite. C'est le cas parmi les espèces herbacées, des Orchidées, *Megastylis gigas*, et *Eriaxis rigida,* qui fleurissent abondamment dès les premières pluies suivant l'incendie, ainsi que celui des espèces rhizomateuses, *Pteridium esculentum*, *Schizaea spp* (fougères), *Lepidosperma perteres* (Cypéracées), *Dianella intermedia (*Liliacées). C'est aussi le cas de la majorité des espèces arbustives qui, après l'incendie, développent des rejets à croissance rapide à partir de bourrelets ligneux (lignotuber) situés au niveau du collet. Une liste élargie de ces espèces, incluant celles d'autres associations végétales des maquis ligno-herbacés du Massif du Sud est donnée dans le tableau 6. Quelques-unes d'entre elles sont illustrées par les figures 9a et 9b. Elles appartiennent à des familles variées (Myrtacées, Cunoniacées, Dilleniacées) dont les espèces sont souvent abondantes et dominantes dans les maquis miniers.

Il est à noter que beaucoup de ces espèces existent aussi en forêt, d'où elles proviennent initialement, et où elles se retrouvent à l'état d'arbres ou d'arbustes de plus grande taille. La présence de bourrelets ligneux robustes, jusqu'à 1m de diamètre pour certains *Tristaniopsis spp (Myrtacées),* témoigne de la longévité de ces espèces et de l'ancienneté des incendies répétés.

Quelques espèces dont *Guioa villosa (Sapindacées)* et *Montrouziera sphaeroidea* (Guttifères) émettent des rejets de racines après l'incendie. Parmi les espèces ligneuses résistantes au feu une seule *Baeckea ericoides (Myrtacées)* se régénère simultanément à partir de rejets et de germinations.

2.4.4. Caractéristiques générales de l'action des feux sur les maquis ligno-herbacés - Conclusion

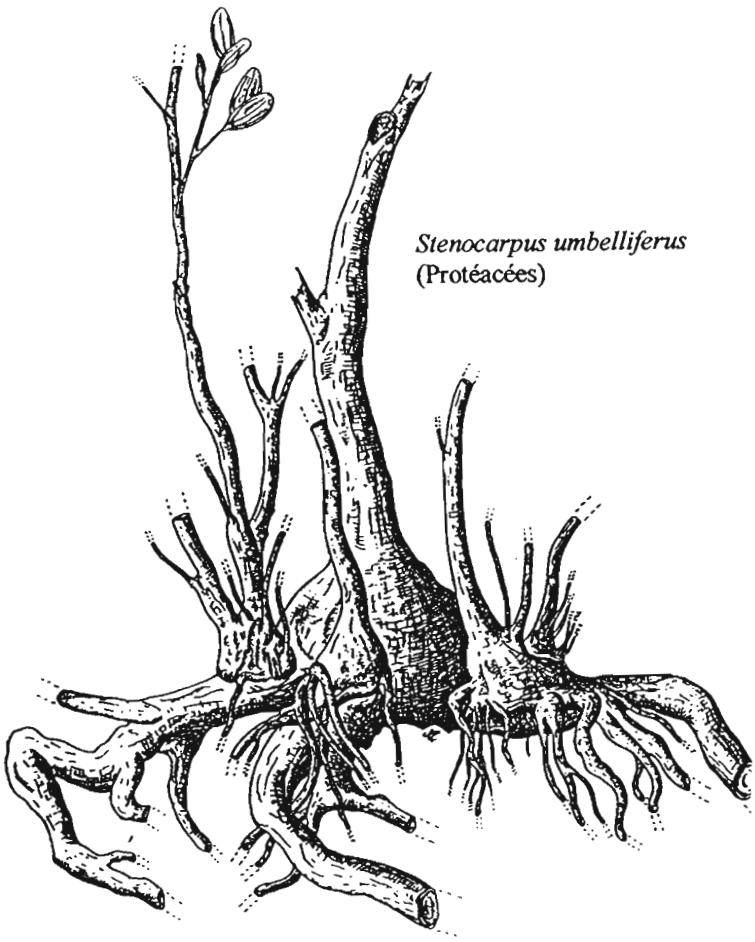
Au stade actuel des observations on constate que l'effet de l'incendie sur le maquis ligno-herbacé se traduit principalement par un changement de végétation dû à une modification de l'abondance relative des principales composantes de la flore. Les modifications de la composition floristique ne sont pas importantes et ne paraissent pas durables à long terme. En effet, les Epacridacées et les Araliacées qui ont ici disparu, demeurent largement représentées dans des maquis voisins qui n'ont pas subi d'incendies depuis au moins 30 années.

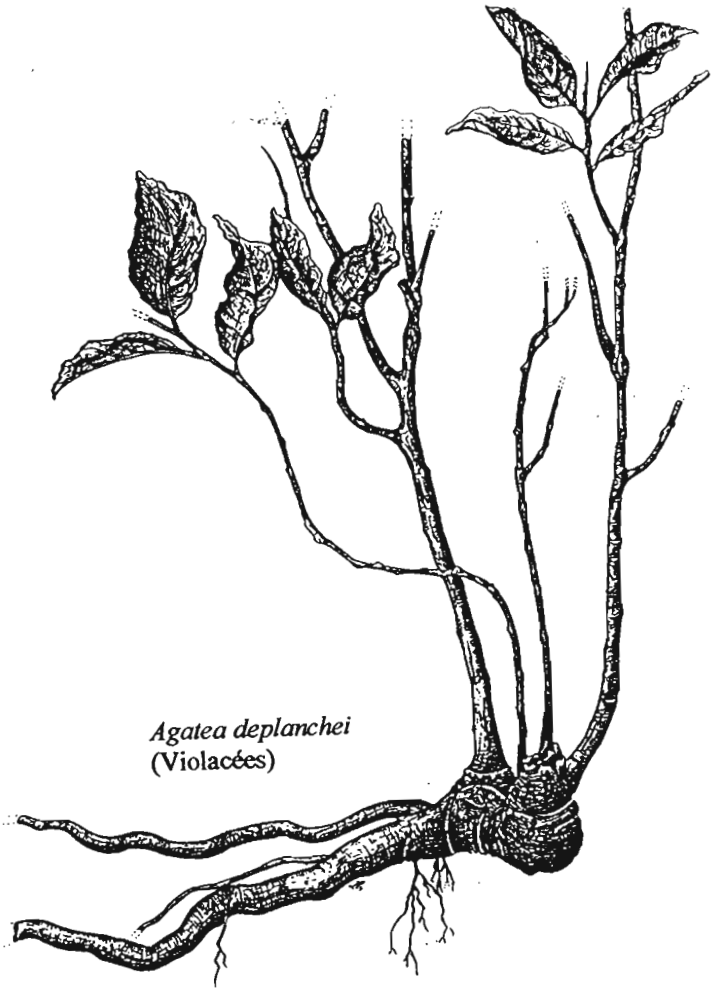
D'une manière générale, l'effet de l'incendie se traduit dans un premier temps par le remplacement de la strate cypéracéenne cespiteuse par une strate cypéracéenne jonciforme et le développement, plus ou moins important suivant les sites, de *Pteridium esculentum*. Il se traduit aussi par l'émission de jeunes pousses d'espèces arborescentes, exception faite des Epacridacées, des Araliacées et de quelques autres appartenant à des familles variées du cortège floristique des formations paraforestières.

Tableau 6 Mode de régénération des espèces du maquis ligno-herbacé après incendie

AGAVACÉES		GUTIFFERES	
Cordyline neocaledonica	R	*Garcinia amplexicaulis*	R
APOCYNACÉES		*Montrouziera sphaeroidea*	R
Alstonia coriacea	R	LILIACÉES	
Alyxia sp	R	*Daniella intermedia*	R
Melodinus balansae	R	LINACÉES	
Parsonsia carnea	R	*Hugonia penicillanthemum*	R
ARALIACÉES		LOGANIACÉES	
Myodocarpus lanceolatus	x	*Geniostoma celastrineum*	R
CELASTRACÉES		MORACÉES	
Peripterygia marginata	R	*Ficus asperula*	R
CUNONIACÉES		MYRTACÉES	
Codia discolor	R	*Austromyrtus alaternoides*	R
Codia nitida	R	*Austromyrtus emarginata*	R
Pancheria alaternoides	R	*Baeckea leratii*	R G
Pancheria vieillardii	R	*Baeckea virgata*	R G
CYPERACÉES		*Cloezia aquarum*	R
Baumea deplanchei	G	*Cloezia artensis*	R
Costularia arundinacea	G	*Cloezia buxifolia*	R
Costularia nervosa	G (r)	*Eugenia stricta*	R
Costularia stagnalis	G (r)	*Tristaniopsis calobuxus*	R
Lepidosperma perteres	G (r)	*Tristaniopsis glauca*	R
Schoenus juvenis	G (r)	*Uromyrtus ngoyensis*	R
Schoenus neocaledonicus	G(r)	*Xanthostemon aurantiacus*	R
DENNSTAEDTIACÉES		ORCHIDACÉES	
Pteridium esculentum	R	*Eriaxis rigida*	R
DILLENIACÉES		*Megastylis gigas*	R
Hibbertia altigena	R	PROTEACÉES	
Hibbertia emarginata	R	*Grevillea exul*	R
Hibbertia nana	R	*Grevillea gillivrayi*	R
Hibbertia pancheri	R	*Stenocarpus milnei*	R
Hibbertia podocarpifolia	R	*Stenocarpus umbelliferus*	R
Hibbertia pulchella	R	RUBIACÉES	
Hibbertia tontoutensis	R	*Normandia neocaledonica*	R
Hibbertia trachyphylla	R	*Psychotria oleoides*	R
Hibbertia vieillardii	R	RHAMNACÉES	
EPACRIDACÉES		*Alphitonia neocaledonia*	G
Dracophyllum ramosum	x	SAPINDACÉES	
Styphelia albicans	x	*Cupaniopsis glomeriflora*	R
Styphelia cymbulae	x	*Guioa glauca*	R
ESCALLONIACÉES		*Guioa villosa*	R
Argophyllum montanum	R	SCHIZAEACÉES	
EUPHORBIACÉES		*Schizaea dichotoma*	R
Phyllanthus aeneus	R	*Schizaea laevigata*	R
FLACOURTIACÉES		SMILACACÉES	
Casearia silvana	R	*Smilax sp*	R
GOODENIACÉES		THYMELEACÉES	
Scaevola balansae	R	*Wikstroemia indica*	R
Scaevola beckii	R	VIOLACÉES	
Scaevola montana	R G	*Agatea deplanchei*	R
		VERBENACÉES	
		Oxera neriifolia	R

R : forte régénération par voie végétative G : régénération par graines
(r) faible régénération par voie végétative x : pas de régénération immédiate observée





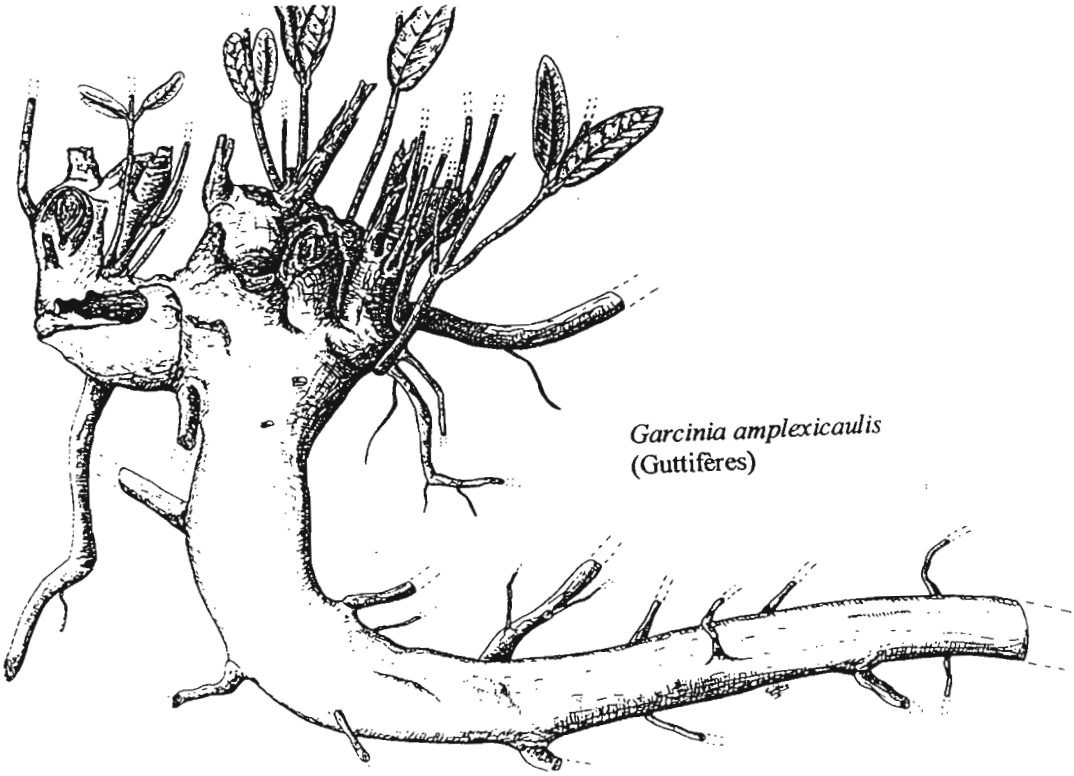


Fig. 9a Exemples de bourrelets ligneux ("lignotuber") chez quelques espèces du maquis ligno-herbacé

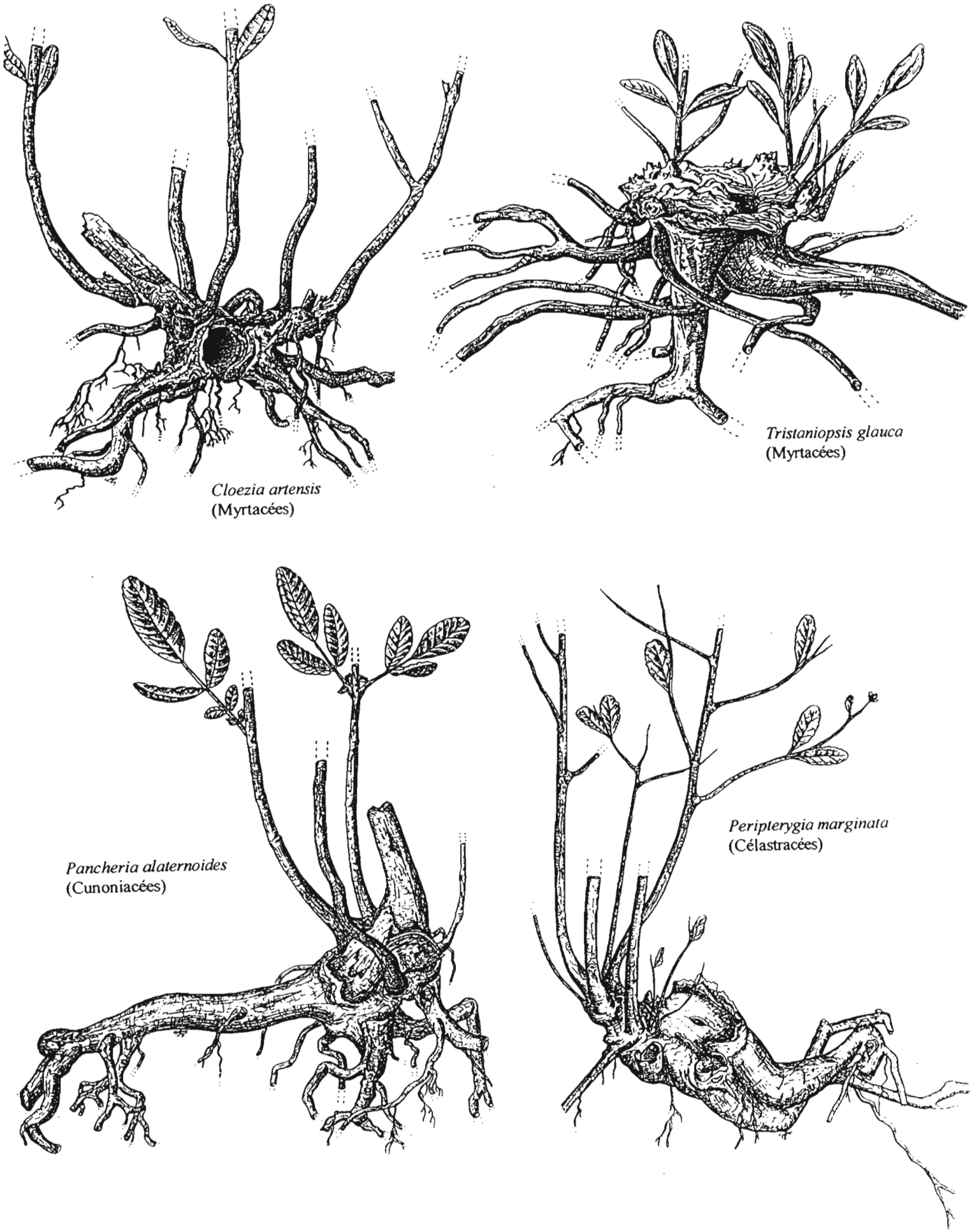


Fig. 9b Exemples de bourrelets ligneux ("lignotuber") chez quelques espèces du maquis ligno-herbacé

La strate cypéracéenne cespiteuse qui constitue un matériel végétal très inflammable en saison sèche ne se reconstitue que très lentement et laisse place à une strate cypéracéenne jonciforme qui met le maquis à l'abri des feux pendant plusieurs années. A condition toutefois qu'un développement trop important de *Pteridium esculentum* n'augmente pas la quantité de matière inflammable par accumulation de frondes sèches, propice à la propagation des incendies.

La strate arbustive malgré un démarrage rapide à partir de rejets ne se reconstitue que très lentement par la suite.

La succession secondaire après incendie des maquis ligno-herbacés, qui se limite à un phénomène de résilience, sans passage par des stades intermédiaires, floristiquement différenciés, est très largement déterminée par la composition floristique antérieure. La composition floristique finale est la résultante de la capacité de résistance au feu, du mode de réinstallation et de la vitesse de développement des différentes espèces. Le phénomène s'apparente donc au modèle de la composition initiale proposé par Egler (1954).

Il s'agit d'un phénomène assez général, décrit dans le Bassin Méditerranéen (Trabaut 1980, Cody & Mooney 1976), en Australie (Russell & Parson 1978, Specht et al. 1958), en Afrique du Sud (Van Wilgen 1981, Van Wilgen & Kruger 1981, Gill & Grove 1984), en Floride (Abrahamson 1984, Givens et al. 1984), en Californie (Hanes 1970, Malanson,1984) et qui concerne aussi bien des maquis et garrigues que du chaparral, des landes (heathlands), des formation herbeuses ou des formations dominées par des pins. Ce phénomène a été qualifié "d'autosuccession" par plusieurs des auteurs précédemment cités. Il se caractérise à terme par l'absence de changement de la composition floristique.

Il apparaît finalement que le maquis ligno-herbacé des terrains miniers de Nouvelle -Calédonie est une formation secondaire adaptée aux incendies. Il peut être qualifié de "maquis pyrophyte" dont la destruction est suivie par un phénomène de résilience lent, sans changement profond de la végétation et de la flore.

Ceci correspond au schéma le plus commun, toutefois, il y a lieu de souligner que lorsque de nouveaux incendies interviennent au cours des premières phases de l'autosuccesssion, on assiste à la disparition de certaines composantes les plus sensibles de la flore. C'est le cas notamment des espèces ligneuses qui n'ont pas assez de temps pour pouvoir accumuler les réserves nécessaires leur permettant de rejeter rapidement de souche. C'est aussi celui des espèces qui doivent fructifier pour régénérer leur potentiel séminal contenu dans le sol. Ces disparitions se font au profit de la fougère aigle (*Pteridium esculentum)* qui devient l'espèce dominante. On est alors en présence d'une fougeraie qui peut être considérée comme le stade ultime de la dégradation par le feu sur sols ferrallitiques ferritiques moyennement à fortement désaturés sur substrat d'origine ultramafique. Ce stade une fois installé "s'auto-entretient" en raison de la forte inflammabilité des frondes sèches produites chaque année. Il s'agit d'un stade qui se caractérise toujours par un appauvrissement de la diversité floristique. De manière analogue, une corrélation négative entre la diversité spécifique et l'importance de *Pteridium esculentum* se développant après incendie a été mise en évidence par Fox (1988) pour une végétation post-incendie du New South Wales en Australie.

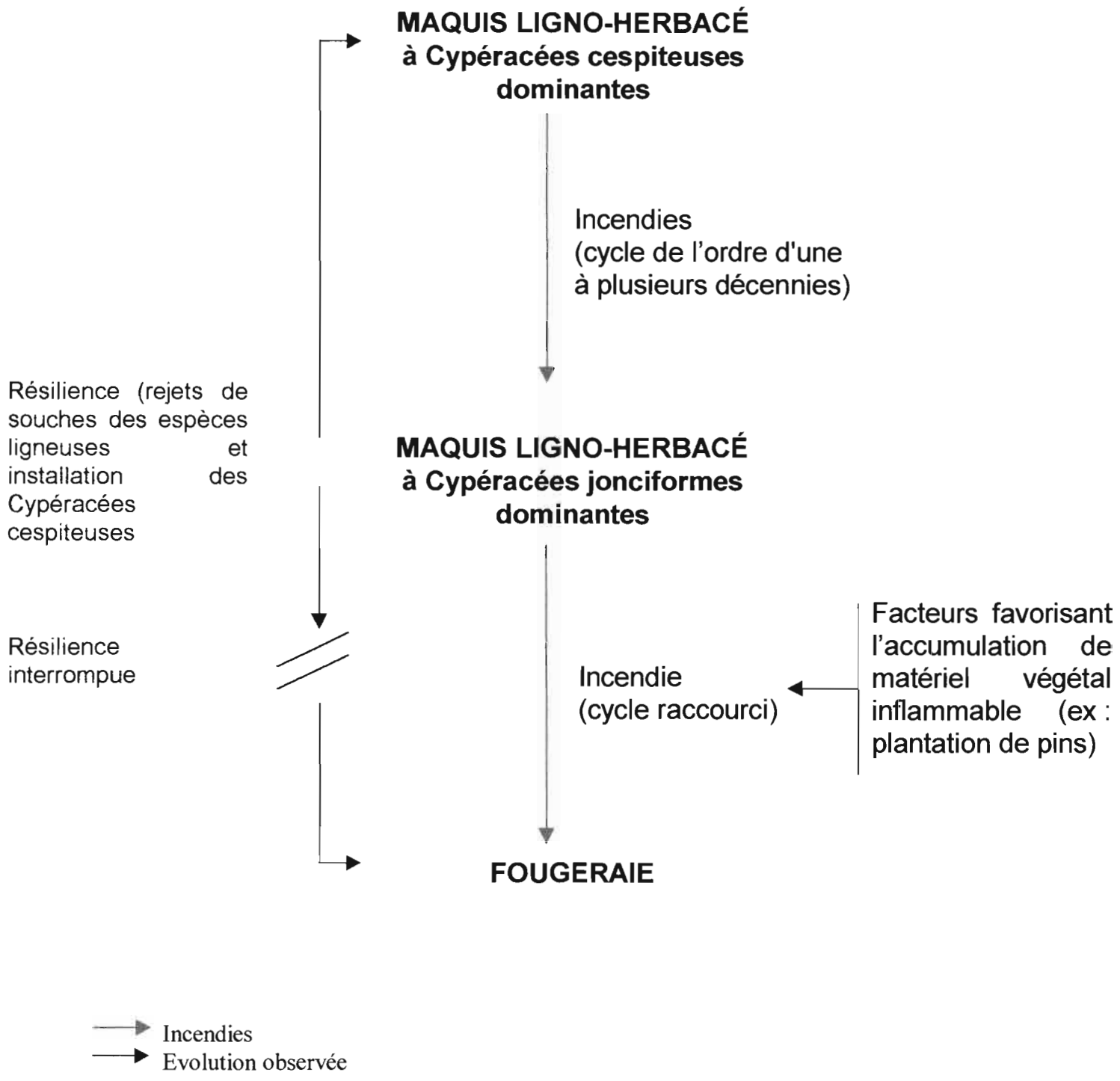


Fig. 10 Évolution, sous l'effet des incendies, du maquis ligno-herbacé sur substrat d'origine ultramafique.

L'installation de ce stade ultime à *Pteridium esculentum* est plus fréquente sur sols fortement lessivés. Elle est en outre favorisée par la présence de pins des Caraïbes (*(Pinus caribaea)* qui produisent une litière mal décomposée, très inflammable en période sèche et qui selon toute vraisemblance acidifie les sols de nature ultramafique.

Ces différentes phases de l'évolution post-incendie des maquis ligno-herbacé sont schématisées sur la figure 10.

3. IMPACT DES FEUX DE BROUSSE SUR LA VEGETATION DU DOMAINE DE LA FORÊT SCLEROPHYLLE

3.1. Cadre de l'étude

Il s'agit d'un domaine phytogéographique et écologique qui occupe les zones les plus sèches du Territoire (pluviométrie annuelle moyenne < 1200 mm). En sont exclus les affleurements de roches ultramafiques de basse altitude qui ont été séparés des zones sur roches sédimentaires ou volcaniques en raison des conditions édaphiques particulières qu'ils engendrent.

Ce domaine couvre environ 350 km², soit 1,8 % du Territoire ou 2,1 % de l'île principale (la Grande Terre) La formation forestière climacique est ici la forêt sclérophylle ou forêt sèche (Morat et al. 1981, Jaffré et Veillon 1991, Jaffré et al. 1993). Les formations secondaires qui les remplacent après destruction par le feu ou défrichement sont des fourrés divers ou des savanes.

L'effet des feux répétés se traduit par la disparition de la formation arborescente au profit d'une végétation herbeuse, arborée à niaoulis (*Melaleuca quinquenervia)* ou buissonnante dominée par des espèces grégaires locales (*Acacia spirorbis, Casuarina collina*) ou introduites (*Lantana camara, Psidium guajava, Leucaena leucocephala*).

L'étude a porté sur deux secteurs principaux, d'une part la presqu'île de Noumea, d'autre part la presqu'île de Pindai, (région de Népoui).

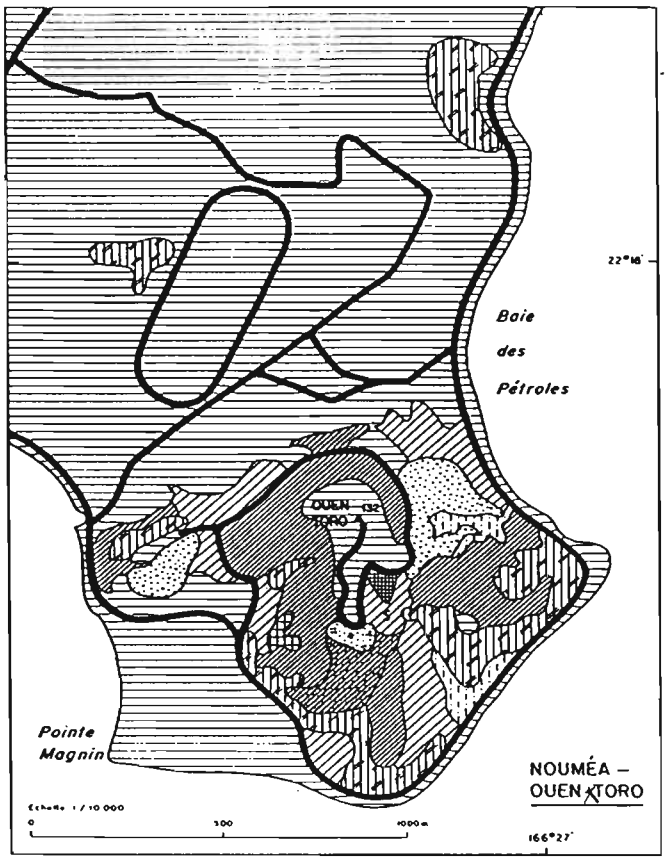
3.2. Méthode d'étude

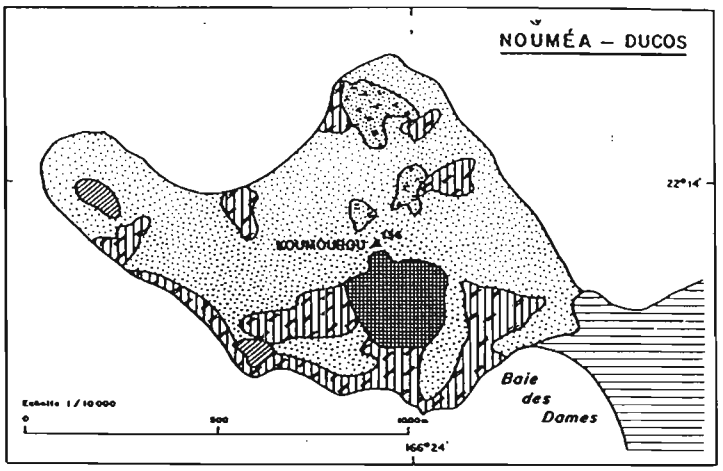
La forêt sclérophylle n'existe plus que sous forme de petits îlots relictuels de forêts perturbées. La cartographie des différentes formations végétales donnée ici à titre d'exemple pour le Ouen Toro, Ducos et Téréka (Figure 11) montre la faible étendue de la forêt, au demeurant largement secondarisée, par rapport aux groupements végétaux de substitution, résultant pour la plupart d'incendies répétés.

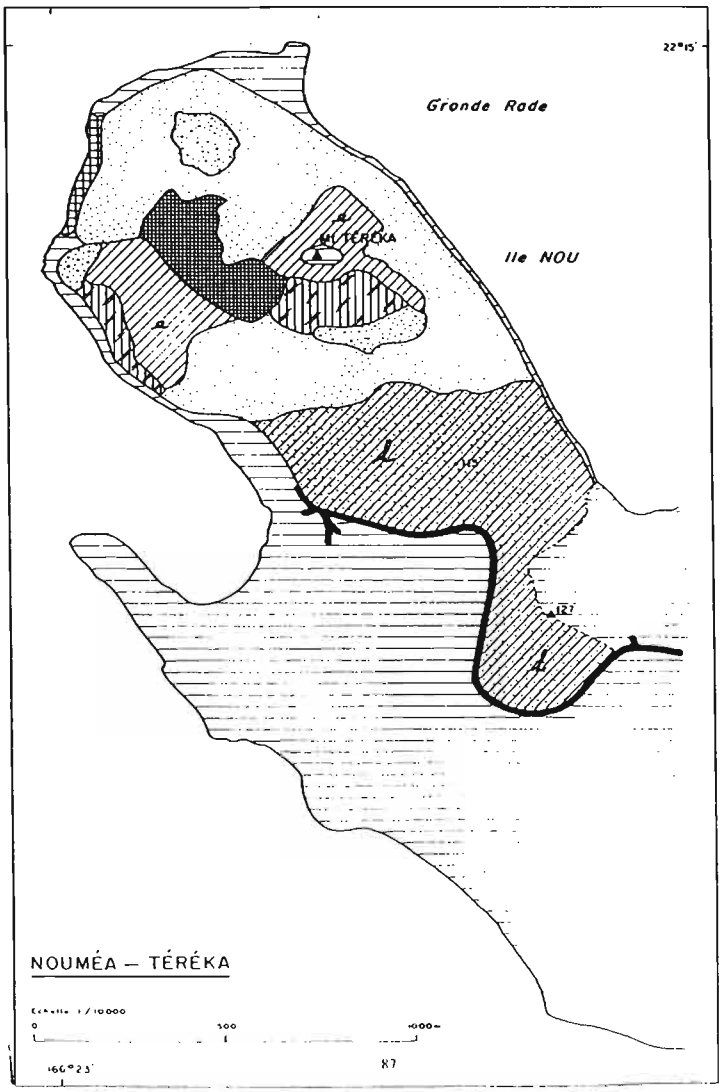
L'effet des incendies, et les possibilités de reconstitution du tapis végétal, seront analysés à partir d'une comparaison des différentes unités de végétation dans chacune des aires géographiques retenues. On distinguera :

1-la forêt sclérophylle peu à moyennement secondarisée, correspondant à ce qui subsiste d'un couvert forestier primitif probablement plus dense et plus riche en espèces autochtones ou endémiques.

Fig.11 Répartition de la forêt sclérophylle et de ses formations végétales de substitution dans différents secteurs de la région de Nouméa (d'après Jaffré et Veillon 1991)







LÉGENDE

1 _ FORÊTS SCLÉROPHYLLES

- a Forêt sclérophylle *sensu stricto*
- b Forêt sclérophylle clairiérée
- c Forêt sclérophylle secondorisée

2 _ FORMATIONS DÉRIVÉES DE LA FORÊT SCLÉROPHYLLE

- a Fourré sclérophylle dense à goïac dominant
- b Fourré sclérophylle ouvert
  - (m) faciès à *Cloezia artensis*
  - (s) faciès à *Dodonaea viscosa*
  - (e) faciès à *Croton insularis*

3 _ FORMATIONS DE SUBSTITUTION DE LA FORÊT SCLÉROPHYLLE

- a Savane arbustive
  - (g) faciès à goyavier
  - (l) faciès à cassis
- b Savane arborée à niaouli
- c Savane arborée à bois de fer
- d Savane herbeuse

4 _ AUTRES

- a Urbanisation
- b Falaise _ Zone érodée ravinée
- c Mangrove
- d Marais

2-le fourré à *Acacia spirorbis* (gaiac) dominant

3-le fourré à *Leucaena leucocephala* (faux mimosa) dominant

4- la savane, qui représente le stade ultime de la secondarisation.

Les analyses de la végétation ont été réalisées à partir de relevés floristiques dressés selon la méthode phytosociologique, au sein des formations végétales ou à partir de la comparaison de parcelles de végétation de 2500 m².

3.3. Résultats

3.3.1. Action des feux sur la forêt sclérophylle de la région de Nouméa

L'étude a porté d'une part sur les secteurs du Ouen Toro, de Téréka et de la presqu'île de Ducos, d'autre part sur le secteur de la Baie Tina.

3.3.1.1. Variation du couvert végétal

Dans tous les cas on assiste lors de l'incendie à une perte de la biomasse ligneuse et herbacée et à la destruction totale et durable des espèces ligneuses qui ne rejettent pas de souche. La reconstitution du couvert végétal s'effectue à partir de repousses de quelques espèces herbacées et à partir des semences d'espèces ligneuses, se trouvant dans le sol ou provenant des formations végétales voisines. C'est le cas notamment pour *Acacia spirorbis et Dodonaea viscosa*. Les rejets de souches sont peu fréquents en forêt sclérophylle et ne concernent que des espèces buissonnantes généralement communes avec le maquis minier (*Cloezia, austromyrtus*...) sans que l'on soit en présence de véritables pyrophytes. La nature différente des zones de provenance entraîne des variations importantes de la composition floristique des groupements végétaux de substitution.

Les stades arbustifs peuvent être considérés comme des stades de la succession secondaire susceptibles d'évoluer progressivement vers un stade forestier. Mais généralement ces groupements arbustifs sont la proie des flammes et cèdent progressivement la place à des formations herbeuses qui sont le stade ultime de la dégradation. Ces dernières demeurent très sensibles au feu, ce qui rend très aléatoire la possibilité d'une évolution vers des formations ligneuses, arbustives ou arborescentes.

3.3.1.2. Variations de la richesse et de la composition floristique

L'ensemble des résultats provenant des relevés floristiques réalisés dans les trois premiers secteurs sont regroupés dans le tableau 7 et la composition floristique de l'ensemble est donnée dans l'annexe 1.

Les stades de la secondarisation sont marqués par un appauvrissement de la flore. Avec un total de 113 espèces, la forêt est floristiquement plus riche que les formations secondaires, toutes dominées par une espèce grégaire. Les formations arbustives à *Acacia spirorbis* à *Leucaena leucocephala* ou à strate arborescente à *Casuarina collina* sont plus riches en espèces que la savane herbeuse à *Panicum maximum* qui totalise seulement 43 espèces.

Tableau 7 Comparaison de la richesse floristique et des composantes de la flore des différentes catégories de formations végétales de la presqu'île de Nouméa

	Endémiques		Autochtones		Introduites		
	Total	%	Total	%	Total	%	Total
Forêt	51	45,1	48	42,5	14	12,4	113
Formation à *Acacia spirorbis*	24	35,3	35	51,5	9	13,2	68
Formation à *Leucaena leucocephala*	23	30,3	34	44,7	19	25,0	76
Formation à *Casuarina collina*	11	22,0	25	50,0	14	28,0	50
Formation à *Panicum maximum*	8	18,6	20	46,5	15	34,9	43

les résultats obtenus dans le secteur de la Baie Tina à partir de l'examen de parcelles de 2500 m² sont rassemblés dans le tableau 8 et la liste de l'ensemble des espèces est donnée dans l'annexe 2.

Tableau 8 Comparaison de la richesse floristique et des composantes de la flore de 2 forêts sclérophylles, d'un fourré à *Acacia spirorbis* et d'une savane à *Melaleuca quinquenervia* de la presqu'île de Tina

	Endémiques		Autochtones		Introduites		
	Total	%	Total	%	Total	%	Total
Forêt 0	33	51,6	28	43,8	3	4,7	64
Forêt 1	34	43,6	36	46,2	8	10,3	78
Formation à *Acacia spirorbis*	8	29,6	10	37,0	9	33,3	27
Formation à *Melaleuca quinquenervia*	1	62,5	6	37,5	9	56;3	16

L'examen du nombre total d'espèces recensées montre, comme dans le cas précédent, que les formations secondaires sont floristiquement appauvries. Alors que le nombre d'espèces en forêt dépasse 60, il n'est que de 27 pour le fourré à *Acacia spirorbis* et de 16 pour la savane à niaouli (*Melaleuca quinquenervia).*

L'examen des tableaux 7 et 8 indique que les forêts ont les taux d'endémisme les plus élevés, dépassant 40 %. Viennent ensuite les formations à *Acacia spirorbis* puis celles à *Casuarina collina* et enfin les savanes à *Panicum maximum* ou à *Melaleuca quinquenervia.* L'inverse s'observe lorsque l'on considère les espèces introduites qui s'installent au bénéfice de la secondarisation consécutive à l'incendie et qui est d'autant plus importante que la transformation est poussée.

3.3.2. Action des feux sur la forêt sclérophylle de Pindaï

La forêt de Pindai se trouve sur une presqu' île située à environ 2,5 km à vol d'oiseau au sud-ouest du village de Népoui.

3.3.2.1. Variation du couvert végétal

Il s'agit d'une relique forestière sur substrat calcaire recouvert d'un manteau d'épaisseur variable d'alluvions anciennes, d'origine ferrallitique ferritique péridotitique. La forêt se cantonne actuellement aux sols les plus fortement marqués par de fortes teneurs en Ca++ et sans apports de gravillons ferrallitiques en surface. Les formations secondaires résultant des incendies sont des fourrés très généralement dominés par *Acacia spirorbis* et parfois par *Leucaena leucocephala* lorsque le calcaire affleure, comme c'est souvent le cas sur les anciennes pistes. Le stade ultime de dégradation est une savane herbeuse. L'étude

portera sur la comparaison des deux groupements végétaux principaux : la forêt et le fourré à *Acacia spirorbis*.

3.3.2.2. Variations de la richesse et de la composition floristique

Les résultats de l'analyse floristique sont rassemblés dans le tableau 9 et la liste floristique est donnée dans l'annexe 3.

Tableau 9 Comparaison de la richesse floristique et des composantes de la flore des deux principales formations végétales de la presqu'île de Pindai

	Endémiques		Autochtones		Introduites		
	Total	%	Total	%	Total	%	Total
Forêt	61	57,5	39	38,6	6	5,7	106
Formation à *Acacia spirorbis*	9	26,5	19	55,8	6	17,6	34

Par rapport à la forêt, qui totalise 106 espèces, la flore du groupement secondaire à *Acacia spirorbis* est nettement appauvrie puisqu'elle ne compte que 34 espèces. Cet appauvrissement touche le plus fortement les espèces endémiques et à un degré moindre les espèces autochtones non endémiques. Les espèces introduites restent peu nombreuses sans doute en raison du rôle sélectif de l'horizon supérieur du sol d'origine ultramafique.

3.3.3. Caractéristiques générales de l'action des feux sur la forêt sclérophylle

La forêt sclérophylle tout comme le stade ultime de sa dégradation, la savane, demeurent des formations très sensibles aux incendies. Si les feux répétés ont peu d'effets sur la composition floristique des savanes en zone sèche, il n'en est pas de même pour les forêts sclérophylles. En effet le premier incendie peut entraîner un changement complet et un appauvrissement considérable de la flore. Les espèces endémiques sont anéanties et remplacées par un nombre inférieur d'espèces introduites, souvent envahissantes qui empêchent pour longtemps tout retour à une formation arborescente. En outre la flore allochtone à base de Graminées, en raison de la quantité de matériel végétal facilement inflammable qu'elle engendre favorise la multiplication des incendies. Ceux-ci en se propageant mettent en péril les restes isolés de forêt.

Si la savane est dans tous les cas le terme ultime de la dégradation de la forêt sclérophylle, des formations végétales intermédiaires telles que les fourrés à *Leucaena leucocephala* ou à *Acacia spirorbis* s'observent sous certaines conditions qui demandent encore à être précisées. La nature du sol a certainement un rôle important (les fourrés à *Leucaena leucocephala* sont toujours associés à des sols calcaires) mais l'intensité des feux et la composition floristique initiale (notamment la présence ou non d'*Acacia spirorbis*) peut également avoir un rôle déterminant sur la nature du stade de végétation post-incendie.

L'évolution de la forêt sclérophylle sous l'effet des incendies est schématisée sur la figure 12.

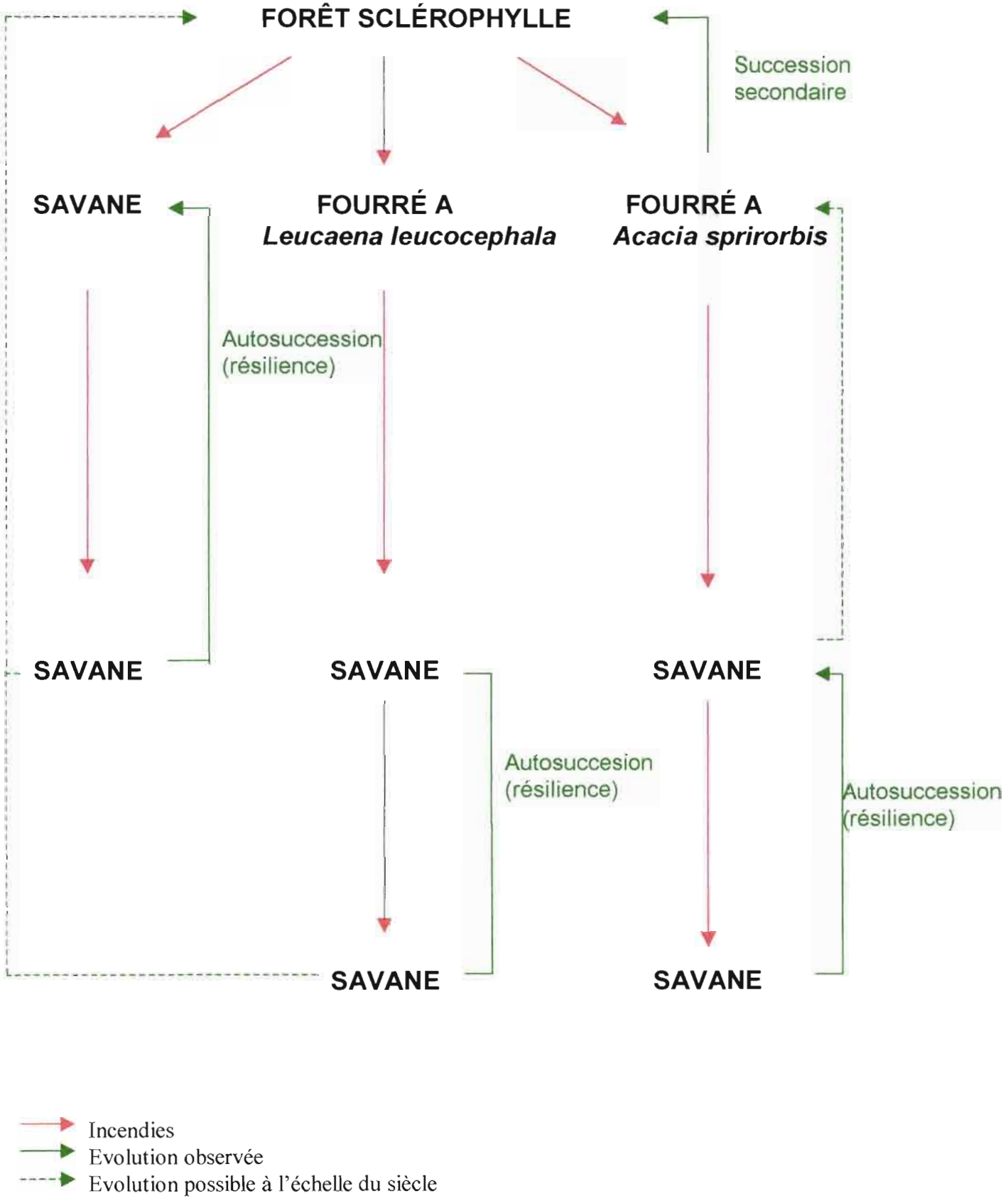


Fig. 12 Évolution sous l'effet du feu, de la forêt sclérophylle sur substrat d'origine volcanique ou sédimentaire.

4. DISCUSSION – CONCLUSIONS

Les feux ont très largement modelé les paysages néo-calédoniens et, pour une majeure partie de l'archipel, complètement modifié la végétation et la flore.

L'action des feux et ses conséquences sont très différents selon le type de végétation touché. Les effets les plus catastrophiques (perte importante de biomasse, risque de disparition d'espèces) ont lieu lorsque les incendies touchent des formations " primaires " (forêts et maquis climaciques) n'ayant pas ou peu souffert des incendies ou d'autres actions anthropiques destructrices. Ces effets sont d'autant plus durables que la végétation est de type sec.

La succession secondaire après incendies s'observe communément en lisière de forêt dense humide et demeure incertaine en lisière de forêt sclérophylle

Les feux répétés aboutissent à une végétation adaptée, pyrophyte, qui s'accommode des incendies et se reconstitue par le phénomène de la résilience ou d'autosuccession. Cette reconstitution est rapide dans le cas des savanes herbeuses et prend une dizaine d'années pour les maquis ligno-herbacés. Dans ces cas les feux ont peu d'effets sur la flore, toutefois ils modifient temporairement l'équilibre des espèces et la structure du couvert végétal et mettent les sols à la merci de l'érosion durant la période ou ceux-ci demeurent dénudés.

Le degré de gravité des feux en fonction des formations végétales est donc maximum pour les forêts sèches et les maquis arbustifs de basse altitude en zone sèche. Il demeure très élevé pour les forêts denses humides et est moindre pour les maquis ligno-herbacés, les fourrés et les savanes. Dans tous les cas le degré de gravité est accru par un raccourcissement du cycle des feux, qui interrompt dès les premiers stades le processus de la reconstitution ainsi que par la présence d'une forte pente qui favorise l'érosion du sol dénudé. Le gradient de vulnérabilité aux incendies ainsi que celui de la gravité des atteintes en fonction du type de végétation est représenté sur la figure 13.

L'action néfaste sur la diversité floristique est d'autant plus grave que le substrat est facilement colonisé par des espèces introduites. De ce fait la végétation des sols d'origine ultramafique qui constituent une barrière écologique à l'installation de nombreuses espèces pantropicales introduites (Jaffré 1980, Jaffré et al. 1994) résiste mieux aux feux que celle des roches sédimentaires ou volcaniques. Toutefois l'introduction d'espèces adaptées aux sols issus de roches ultramafiques tel que le pin des Caraïbes *(Pinus caribaea)* est dans certains endroits en passe de modifier ces conditions. Le pin des caraïbes peut en effet devenir envahissant et concurrentiel de la flore endémique au bénéfice de la perturbation occasionnée par les feux. En outre cette espèce crée des conditions qui favorisent l'augmentation de la fréquence des incendies qui se succèdent à des intervalles plus courts.

L'action des feux est très ancienne et elle a fluctué au cours des temps en fonction des variations climatiques. les phases climatiques sèches ont été plus favorables à leur extension comme à leur démarrage à partir de la foudre ou d'étincelles produites lors d'éboulements rocheux.

VULNÉRABILITÉ (risques d'atteintes)

SAVANES > FOURRÉS DIVERS > MAQUIS LIGNO-HERBACÉS (sur roches ultramafiques) > FORÊTS SCLÉROPHYLLES > MAQUIS ARBUSTIFS DE BASSE ALTITUDE (sur sols hypermagnésiens) > FORÊTS DENSES HUMIDES

GRAVITÉS DES ATTEINTES

FORÊTS SCLÉROPHYLLES > MAQUIS ARBUSTIFS DE BASSE ALTITUDE (sur sols hypermagnésiens) > FORÊTS DENSES HUMIDES > MAQUIS LIGNO-HERBACÉS (sur roches ultramafiques) > FOURRÉS DIVERS > SAVANES

Fig. 13 Gradient des risques et des degrés de gravité des incendies en fonction de la nature du couvert végétal

Cette action s'est intensifiée depuis l'arrivée de l'homme avec les besoins en terre de culture, mais aussi le développement de conflits qui entraînaient des guerres tribales se terminant souvent par l'incendie des biens des vaincus et corrélativement de la végétation environnante (Virot 1956). L'accroissement, au cours des dernières décennies, des voies d'accès nécessaires au développement économique (exploitation minière, forestière et agro-pastorale) et au désenclavement des populations, ont permis aux incendies, allumés volontairement ou accidentellement d'atteindre des sites jusqu'alors largement épargnés.

Les feux de la période pré-humaine étaient en Nouvelle-Calédonie, comme mentionné aussi pour d'autres régions du monde (Trabaut 1987) un facteur écologique qui intervenait plus ou moins régulièrement dans les processus de changement et d'évolution de la couverture végétale. Ils ont ainsi permis le rajeunissement périodique de la végétation et ont été de ce fait un facteur de différenciation des groupements végétaux. La mosaïque du couvert végétal, ainsi crée a été propice à l'expression d'une plus grande variété de composantes floristiques. Au nombre desquelles très certainement, les espèces héliophiles pionnières et les espèces ayant un rôle de relais entre des stades successifs.

L'arrivée de l'homme a perturbé le rythme naturel des incendies ; elle a modifié leur fréquence ainsi que leur intensité et du même coup leurs effets. Ceux ci ont été très largement aggravés indirectement par l'introduction d'espèces qui ont modifié les conditions de la reconstitution de la végétation et le processus de la succession secondaire. C'est notamment le cas des espèces introduites à caractère grégaire et envahissant (Gargominy et al.1996), au nombre desquelles figurent de nombreuses Graminées, le faux mimosa (*Leucaena leucocephala),* le lantana (*Lantana camara)*, le goyavier (*Psidium guajava).*

L'action des feux s'exerce donc avec une fréquence et un degré de gravité largement en fonction de la nature du couvert végétal et des conditions climatiques. Elle est néanmoins dans bien des cas aggravée par l'activité humaine. Celle ci contribue à accroître la fréquence des incendies a favoriser leur extension et également à modifier les conditions naturelles de la reconstitution par le processus de la succession secondaire.

Bibliographie

Abrahamson, W.G. (1984) Post fire recovery of Florida Lake wales Ridge vegetation. *American journal of Botany* ,**71,** (1) , 9-21.

Booysen, P. de V., Tainton, N.M. (1984) Ecological effects of fire in South African ecosystems. *Ecological Studies*, **48**, 426 pp. Springer verlag Berlin.

Bouchet, Ph., Jaffré, T., Veillon, J.M. (1995) Plant extinction in New Caledonia : Protection of sclerophyll forest urgently need. *Biodiversity and Conservation*, **4**, 415-428.

Canfield, R.M. (1941) Application of the line intercept method in sampling range vegetation. *J. For*, 39 , 388-394.

Cody, M.L., Money, H.A. (1978) Convergence versus nonconvergence in mediteranean-climate ecosystems. *Annual Revew of Ecology and Systematics*, **9,** 265-322.

Daubemire, R. (1969) Ecology of fire in grasslands. *Advance in Ecological Researchs*, **5,** 209-266.

Egler, F.E. (1954) Vegetation science concepts. 1° Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. *Vegetatio,* **4**, 412-417.

Forgeard, F., Touffet, J. (1979) Les premières phases de la recolonisation végétale après incendies dans les pelouses et les landes de la région de Painpont (Ile et Vilaine*). Bull. Soc. Bot. Fr.* **126**: 473-485.

Fox, M.D. (1988) Understorey changes following fire at Myall Lakes, New South Wales. *Cunninghamia* **2** (1) : 85-95.

Gargominy, O., Bouchet, Ph., Pascal, M., Jaffré, T., Tourneur, J.C. (1996) Conséquence des introductions d'espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, **51** : 375-402.

Gill, A.M., Groves, R.H., Nosle, L.R. (1981*) Fire and the Australian biota* 581pp. Australian Academy of Science. Canberra.

Gill, A.M., Groves, R.H. (1981) Fire regime in heathlands and their plants ecology effects. *Ecosystems of the world*, vol **9** B. Heathlands and related shrublands. Analycal studies (ed. specht RL) Elsevier, Amsterdam.

Givens, K.T., Layne, J.N., Abrahamson, W.C., White-Schuler S.C. (1984) Structural change and successional relationships of five Florida Lake wales Ridge plant communities. *Bulletin of the Torrey Botanical* club **11** (1) : 8-18.

Goldammer, J.G. (1990) Fire in the Tropical Biota. *Ecological Studies* **84**. 497 pp. Springer verlag , Berlin.

Hanes, T.L. (1970) Succession after fire in the chaparral of southern California. Ecological *Monograph* **41** : 27-52.

Hope, G. (1994) Pleistocene environmental upheaval in New Caledonia. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology Earth Sciences. (sous presse).

Jaffré, T. (1976) Composition chimique et conditions de l'alimentation minérale des plantes sur roches ultrabasiques (Nouvelle-Calédonie) *Cah. ORSTOM, Biol.***11** : 307-321.

Jaffré, T. (1980) Végétation des roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie. *Travaux et Document* **124** - ORSTOM Paris.

Jaffré, T. (1992) Floristic and Ecological diversity of the vegetation on ultramafic rocks in New Caledonia. *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils* (eds Baker A.J.M., Proctor J., Reeves R.) pp 101-107. Intercept Ltd Andover, U.K.

Jaffré, T. (1995) Distribution and Ecology of the Conifers of New Caledonia. *Ecology of the Southern conifers* (eds Enright N., Hill R.S.) pp 171-196. Melbourne University Press. Melbourne.

Jaffré, T., Veillon, J.M. (1990) Etude floristique et structurale de deux forêts denses humides sur roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie. *Bull. Mus. natn. Hist. nat, Paris* 4 ème ser., **12**, *section B, Adansonia* n°3-4 : 243-273.

Jaffré, T., Veillon, J.M. (1991) La forêt sclérophylle de la Province Sud de la Nouvelle-Calédonie. *Rapp. Sci. Tech. Sci. Vie. Bota. Convention* **6** . ORSTOM Nouméa, 93 p.

Jaffré, T., Morat, Ph., Veillon, J.M. (1993) Etude floristique et phytogéographique de la forêt sclérophylle de Nouvelle-Calédonie. *Bull. Mus. natn. Hist. nat.*, 4eme série, sect B.**15** *Adansonia* (1-4) : 107-147.

Jaffré, T., Veillon, J.M., Morat, Ph. (1994) Caractéristiques de la flore de Nouvelle-Calédonie et composition floristique des principales formations végétales. *Bois et Forêts des Tropiques* **242** : 7-30.

Jaffré, T., Veillon, J.M., Pintaud, J.C (1997) Comparaison de la diversité floristique des forêts denses humides sur roches ultramafiques et de celle des forêts sur d'autres substrats. *Ecologie des milieux sur roches ultramafiques et des sols métallifères* (eds Jaffré T., Reeves R., Becquer Th.) ORSTOM Nouméa.

Kruger, F.J. (1983) Plant community diversity and dynamics in relation to fire. *Ecological studies* **43**. Mediterranean type ecosystems, the role of nutrients (eds Kruger F.J., Mitchell D.T., Jarvis J.U.M. pp. 446-472. Springer verlag. Berlin.

Malanson, G.P. (1984) Fire history and patterns of venturan subassociation of Californian coastal sage scrub. *Vegetatio* **57** : 121-128.

Morat, Ph., Jaffré, T., Veillon, J.M., Mackee, H.S. (1981) ; Végétation. *Atlas de la Nouvelle-Calédonie et Dépendance*. ORSTOM Paris (planche 15, carte et notice).

Morat, Ph., Jaffré, T. Veillon, J.M., Mackee, H.S. (1986) Affinités floristiques et considérations sur l'origine des maquis miniers de Nouvelle-Calédonie. *Bull. Mus. natn. Hist. nat.*, Paris, 4eme série, **9**, section B, *Adansonia* (4) : 365-391.

Papineau, C. (1989) Le Chêne Gomme (*Arillastrum gummiferum*) en Nouvelle-Calédonie. Mém. 3 ème année, CTFT. Nouméa.

Rigg, L.S., Enright, N.J, Jaffré, T. (1997) Stand structure of the emergent conifer *Araucacia laubenfelsii,* in maquis and rainforest, Mt Do, New Caledonia (sous presse).

Russel, R.P., Parsons, R.F. (1978) Effects of time since fire on heath florestics at wilson's promontory, Southern Australia. *Aust. J. Bot.* **26** : 53-61.

Specht, R.L., Rayson, P., Jackman, M.E. (1958) Dark island heath (Ninety-Mile Plain, South Australia) VI. Pyric succession : changes in composition, coverage, dry weight, and mineral nutrient status. *Australian Journal of Botany* **6** : 59-88.

Trabaud, L., Lepart, J. (1981) Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera*. L. garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio* **46** : 105-116.

Trabaud, L. (1987) Dynamics after fire of sclerophyllous plants communities in the mediterranean basin. *Ecologia Mediterranea* **13** : 25-37.

Van Wilgen, B.W. (1981) Some effects of fire frequency on fynbos plant community composition and structure at Jonkershoek, Stellenbosh. *South African Foresty Journal* **118** : 42-55.

Van Wilgen, B.W., Kruger, F.J. (1981) Observation on the effects of fire in mountain fynbos at zachariashoek, Paarl. *Journal South Africa Botany* **47** (2) : 195-212.

Van Wilgen, B.W., Richardson, D.M., Kruger, F.J., Van Hensbergen, H.J. (1992) Fire in South African mountain fynbos, 326 pp. *Ecological Studies* **93** Springer Verlag Berlin.

Virot, R. (1956) La végétation canaque. *Mémoire du Muséum National d'Histoire Naturelle, Série B, Botanique*. 398 pp. Paris.

Whelan, R.J. (1995) The ecology of fire, Cambridge. *Studies in Ecology* 346 pp. Cambridge University Press.

Annexe 1 Liste floristique des groupements de la région de Nouméa (Ducos, Ouen Toro, Téréka)

Espèce (Famille)	Forêt	Formation à *Acacia spirorbis*	Formation à *Leucaena leucocephala*	Formation à *Casuarina collina*	Formation à *Panicum maximum*
Abrus precatorius (Légumineuses)	*	*			*
Acacia farnesiana (Légumineuses)			*		
Acacia spirorbis (Légumineuses)	*	*	*	*	*
Acronychia laevis (Rutacées)	*	*			*
Adiantum diaphanum (Adiantacées)	*	*			
Aglaia elaeagnoidea (Méliacées)	*				
Alphitonia neocaledonica (Rhamnacées)	*	*			*
Alyxia celastrinea (Apocynacées)	*	*	*		
Alyxia microcarpa (Apocynacées)	*				
Alyxia pseudoserpentina (Apocynacées)	*	*			
Ancistrachne numaeensis (Graminées)	*		*		
Aristida novaecaledoniae (Graminées)	*	*	*	*	
Aristolochia littoralis (Aristolochiacées)			*		
Arytera chartacea (Sapindacées)	*	*	*		
Arytera collina (Sapindacées)	*				
Asparagus densiflorus (Liliacées)	*				
Asparagus setaceus (Liliacées)		*			
Asplenium vieillardii (Aspleniacées)	*				
Atractocarpus sp Mk. 41192 (Rubiacées)	*				
Austromyrtus diversifolia (Myrtacées)	*		*		
Austromyrtus horizontalis (Myrtacées)	*				
Austromyrtus sp V. 6578 (Myrtacées)	*				
Bidens pilosa (Composées)				*	*
Bocquillonia sessiliflora (Euphorbiacées)		*	*		
Bothriochloa pertusa (Graminées)				*	*
Brachiaria reptans (Graminées)	*				
Breynia disticha (Euphorbiacées)	*	*	*	*	*
Capparis artensis (Capparidacées)	*				
Cappillipedium spicigerum (Graminées)				*	
Casearia silvana (Flacourtiacées)	*				*
Cassytha filiformis (Lauracées)			*	*	
Casuarina collina (Casuarinacées)	*	*	*	*	*
Celtis conferta (Ulmacées)	*	*	*		
Cenchrus calyculatus (Graminées)				*	
Cerbera manghas (Apocynacées)			*		
Cheilanthes sieberi (Adiantacées)		*	*		
Chloris gayana (Graminées)				*	
Cleistanthus stipitatus (Euphorbiacées)	*	*	*		
Colubrina asiatica (Rhamnacées)			*		
Conyza sumatrensis (Composées)				*	
Croton insularis (Euphorbiacées)	*	*	*		
Cupaniopsis globosa (Sapindacées)			*		
Cupaniopsis glomeriflora (Sapindacées)	*	*	*	*	
Cyperus gracilis (Cypéracées)				*	
Dactyloctenium aegyptium (Graminées)				*	
Davallia solida (Davaliacées)	*	*			
Desmanthus virgatus (Légumineuses)	*		*	*	*
Desmodium adscendens (Légumineuses)	*			*	
Dianella adenanthera (Liliacées)	*	*	*	*	
Diospyros fasciculosa (Ebénacées)			*		
Diospyros olen (Ebénacées)	*				

Diospyros yaouhensis (Ebénacées)	*				
Dodonaea viscosa (Sapindacées)	*	*	*	*	*
Drypetes deplanchei (Euphorbiacées)	*	*	*		
Dysoxylum bijugum (Méliacées)	*	*	*		
Elattostachys apetala (Sapindacées)	*				
Emmenosperma pancherianum (Rhamnacées)	*	*	*	*	*
Eragrostis pilosa (Graminées)		*			
Eugenia balansae (Myrtacées)	*	*			
Eugenia ouentoroensis (Myrtacées)	*	*			
Eugenia pauper (Myrtacées)	*				
Euphorbia hirta (Euphorbiacées)				*	
Ficus fraseri (Moracées)	*			*	*
Ficus obliqua (Moracées)			*		
Fimbristylis polytrichoides (Cypéracées)				*	
Flagellaria indica (Flagélariacées)	*				
Fontainea pancheri (Euphorbiacées)	*	*	*		
Furcraea foetida (Agavacées)					*
Gahnia aspera (Cypéracées)	*				
Gardenia urvillei (Rubiacées)	*			*	
Geijera cauliflora (Rutacées)	*				
Geitonoplesium cymosum (Geitonoplésiacées)	*	*	*		
Glochidion billardieri (Euphorbiacées)	*	*	*	*	*
Gouania leratii (Rhamnacées)	*	*			*
Grewia crenata (Tiliacées)		*			*
Guioa gracilis (Sapindacées)	*	*			
Gymnema tricholepis (Asclépiadacées)	*		*		
Heteropogon contortus (Graminées)			*	*	
Homalium deplanchei (Flacourtiacées)	*		*		
Hybanthus ilicifolius (Violacées)	*		*		
Hyptis pectinata (Labiacées)		*			*
Imperata cylindrica (Graminées)	*	*	*	*	
Indigofera suffruticosa (Légumineuses)			*		
Ipomoea cairica (Convolvulacées)	*		*		*
Ipomoea obscura (Convolvulacées)			*		
Ixora collina (Rubiacées)	*				
Jasminum didymum (Oléacées)	*	*	*	*	
Jasminum leratii (Oléacées)	*				
Jasminum noumeense (Oléacées)	*	*	*		*
Justicia pinensis (Acantacées)			*		
Lantana camara (Verbénacées)	*	*	*		*
Lantana montevidensis (Verbénacées)	*		*	*	*
Lethedon tannensis (Thyméléacées)	*				
Leucaena leucocephala (Légumineuses)	*	*	*	*	*
Maclura cochinchinensis (Moracées)	*	*			
Malaisia scandens (Moracées)	*	*	*	*	
Maytenus fournieri (Célastracées)	*				
Melaleuca quinquenervia (Myrtacées)	*	*			*
Melochia odorata (Sterculiacées)					*
Melodinus celastroides (Apocynacées)	*		*		
Melodinus phylliraeoides (Apocynacées)	*	*		*	
Melodinus scandens (Apocynacées)	*		*		
Meryta macrocarpa (Araliacées)	*				
Micromelum minutum (Rutacées)			*		
Mimosa pudica (Légumineuses)			*	*	
Morinda citrifolia (Rubiacées)				*	
Morinda myrtifolia (Rubiacées)	*				
Myoporum tenuifolium (Myoporacées)	*	*			*
Ocimum basilicum (Labiacées)			*		

Ormocarpum orientale (Légumineuses)	*				
Panicum maximum (Graminées)	*	*	*	*	*
Parsonsia brachiata (Apocynacées)	*	*			
Paspalidium elegantulum (Graminées)			*	*	
Passiflora aurantia (Passifloracées)		*			
Passiflora foetida (Passifloracées)	*	*	*	*	*
Passiflora suberosa (Passifloracées)	*	*	*	*	*
Pavetta opulina (Rubiacées)	*	*	*	*	
Peperomia sp V. 6429 (Pipéracées)			*		
Phyllanthus chamaecerasus (Euphorbiacées)	*				
Phyllanthus deplanchei (Euphorbiacées)	*		*		
Phyllanthus virgatus (Euphorbiacées)				*	
Phymatosorus grossus (Polypodiacées)	*	*			
Phytolacca octandra (Phytolacacées)	*				
Pittosporum pancheri (Pittosporacées)	*				
Pittosporum suberosum (Pittosporacées)	*	*			
Planchonella cinerea (Sapotacées)	*	*	*		
Pleurostylia opposita (Célastracées)	*	*			*
Polyalthia nitidissima (Annonacées)	*				
Polyscias nothisii ined (Araliacées)	*	*			
Premna serratifolia (Verbénacées)	*	*	*	*	*
Psidium guajava (Myrtacées)			*		
Psychotria collina (Rubiacées)	*				
Psydrax odorata (Rubiacées)	*	*	*		
Rapanea novocaledonica (Myrsinacées)	*			*	
Rhamnella vitiensis (Rhamnacées)	*	*	*	*	*
Rhynchelytrum repens (Graminées)				*	
Rivina humilis (Phytolacacées)	*		*		*
Ryssopteris timoriensis (Malpighiacées)	*	*	*		
Santalum austrocaledonicum (Santalacées)	*	*			*
Sarcomelicope leiocarpa (Rutacées)	*				
Sarcostemma viminale (Asclépiadacées)	*	*	*		*
Scaevola montana (Goodéniacées)				*	
Schefflera apioidea (Araliacées)			*		
Schinus terebenthifolius (Anacardiacées)	*	*			*
Scleria brownii (Cypéracées)	*	*	*	*	*
Secamone elliptica (Asclépiadacées)	*		*		*
Senna occidentalis (Légumineuses)			*		
Setaria austrocaledonica (Graminées)		*			
Sida cordifolia (Malvacées)	*			*	
Smilax sp V. 6882 (Smilacacées)	*				
Solanum mauritianum (Solanacées)		*			*
Solanum nigrum (Solanacées)					*
Solanum seaforthianum (Solanacées)	*		*		
Solanum tetrandrum (Solanacées)	*				
Solanum torvum (Solanacées)					*
Sonchus oleraceus (Composées)			*	*	
Sorghum halepense (Graminées)				*	
Stachytarpheta australis (Verbénacées)	*		*	*	
Streblus pendulinus (Moracées)	*				
Tephrosia noctiflora (Légumineuses)					*
Tetracera billardieri (Dilléniacées)	*				
Thuarea involuta (Graminées)			*		
Trema cannabina (Ulmacées)		*			
Wikstroemia indica (Thyméléacées)	*	*	*	*	*
Xylosma pancheri (Flacourtiacées)			*		
Zanthoxylum pancheri (Rutacées)	*	*			

Annexe 2 Liste floristique des groupements de Baie Tina

Espèce (Famille)	Forêt 0	Forêt 1	Formation à *Acacia spirorbis*	Formation à *Melaleuca quinquenervia*
Acacia farnesiana (Légumineuses)			*	
Acacia spirorbis (Légumineuses)		*	*	*
Acronychia laevis (Rutacées)	*	*	*	
Aglaia elaeagnoidea (Méliacées)	*	*		
Alphitonia neocaledonica (Rhamnacées)	*	*		
Alstonia undulata (Apocynacées)	*	*		
Alyxia celastrinea (Apocynacées)	*	*		
Arytera chartacea (Sapindacées)	*	*		
Arytera collina (Sapindacées)	*	*		
Atractocarpus sp Mk. 41192 (Rubiacées)	*			
Austromyrtus diversifolia (Myrtacées)	*	*		
Breynia disticha (Euphorbiacées)	*	*		
Capparis artensis (Capparidacées)	*	*		
Casearia deplanchei (Flacourtiacées)	*		*	
Casearia silvana (Flacourtiacées)		*		
Cassine curtipendula (Célastracées)	*	*	*	
Celtis conferta (Ulmacées)	*	*		
Cerbera manghas (Apocynacées)		*		
Cleidion verticillatum (Euphorbiacées)		*		
Cleistanthus stipitatus (Euphorbiacées)	*	*		
Codiaeum peltatum (Euphorbiacées)	*	*		
Cupaniopsis glomeriflora (Sapindacées)	*	*	*	
Cupaniopsis trigonocarpa (Sapindacées)	*	*		
Derris trifoliata (Légumineuses)	*	*		
Desmanthus virgatus (Légumineuses)				*
Desmodium adscendens (Légumineuses)		*		
Dioscorea bulbifera (Dioscoréacées)		*		
Diospyros fasciculosa (Ebénacées)	*	*		
Diospyros olen (Ebénacées)	*	*		
Diospyros yaouhensis (Ebénacées)	*	*		
Drypetes deplanchei (Euphorbiacées)	*	*		
Dysoxylum bijugum (Méliacées)	*	*		
Elattostachys apetala (Sapindacées)	*	*	*	
Eugenia gacognei (Myrtacées)			*	*
Ficus fraseri (Moracées)	*	*		
Fontainea pancheri (Euphorbiacées)	*	*		
Gardenia urvillei (Rubiacées)	*	*		
Geitonoplesium cymosum (Geitonoplésiacées)		*		*
Glochidion billardieri (Euphorbiacées)		*		
Gouania leratii (Rhamnacées)	*	*	*	
Guettarda noumeana (Rubiacées)	*	*		
Guioa gracilis (Sapindacées)	*	*	*	
Hyptis pectinata (Labiacées)		*	*	*
Imperata cylindrica (Graminées)				*
Ipomoea cairica (Convolvulacées)				*
Ixora collina (Rubiacées)	*	*		
Jasminum didymum (Oléacées)	*	*		
Jasminum noumeense (Oléacées)	*	*		
Lantana camara (Verbénacées)		*	*	
Lethedon tannensis (Thyméléacées)		*		

Leucaena leucocephala (Légumineuses)			*	
Lygodium reticulatum (Schizéacées)		*		
Maclura cochinchinensis (Moracées)	*	*	*	
Malaisia scandens (Moracées)		*		
Maytenus fournieri (Célastracées)	*	*		
Melaleuca quinquenervia (Myrtacées)		*		
Melochia odorata (Sterculiacées)		*		
Melodinus celastroides (Apocynacées)		*		
Meryta macrocarpa (Araliacées)		*		
Micromelum minutum (Rutacées)	*	*		
Mimosa invisa (Légumineuses)			*	
Morinda myrtifolia (Rubiacées)	*	*	*	
Olea paniculata (Oléacées)	*	*	*	
Ormocarpum orientale (Légumineuses)	*	*		
Oxera balansae (Verbénacées)	*	*		
Parsonsia scabra (Apocynacées)	*	*	*	
Passiflora foetida (Passifloracées)				*
Passiflora suberosa (Passifloracées)	*	*		*
Pavetta opulina (Rubiacées)		*		
Phyllanthus deplanchei (Euphorbiacées)	*	*	*	*
Pittosporum pancheri (Pittosporacées)	*			
Pittosporum suberosum (Pittosporacées)	*	*	*	
Planchonella cinerea (Sapotacées)	*	*		
Pleurostylia opposita (Célastracées)	*	*	*	*
Polyalthia nitidissima (Annonacées)	*	*		
Polyscias nothisii ined. (Araliacées)	*	*		
Premna serratifolia (Verbénacées)	*	*		
Psidium guajava (Myrtacées)			*	*
Psychotria collina (Rubiacées)	*	*		
Psychotria semperflorens (Rubiacées)	*	*		
Psydrax odorata (Rubiacées)	*	*	*	
Pycreus polystachios (Cypéracées)		*		
Rhamnella vitiensis (Rhamnacées)	*	*		
Rivina humilis (Phytolacacées)		*		
Ryssopteris timoriensis (Malpighiacées)		*		*
Sarcomelicope leiocarpa (Rutacées)	*	*		
Schefflera apioidea (Araliacées)	*	*		
Schinus terebenthifolius (Anacardacées)			*	*
Sida acuta (Malvacées)			*	
Smilax sp V. 6882 (Smilacacées)	*	*		
Stachytarpheta australis (Verbénacées)			*	*
Tetracera billardieri (Dilléniacées)	*			
Ventilago pseudocalyculata (Rhamnacées)	*			
Wikstroemia indica (Thyméléacées)	*		*	*
Xylosma pancheri (Flacourtiacées)	*			
Zanthoxylum pancheri (Rutacées)	*	*		
Zieridium melicopaefolium (Rutacées)	*	*		

Annexe 3 Liste floristique des groupements de Pindaï

Espèce (Famille)	Forêt	Formation à Acacia spirorbis
Abutilon mollissimum (Malvacées)	*	
Acacia spirorbis (Légumineuses)	*	*
Acronychia laevis (Rutacées)		*
Alectryon carinatum (Sapindacées)	*	
Alyxia microcarpa (Apocynacées)	*	
Alyxia sp V. 6575 (Apocynacées)	*	
Ancistrachne numaeensis (Graminées)	*	
Aristida pilosa (Graminées)		*
Arthroclianthus sp V. 6971 (Légumineuses)	*	
Arytera arcuata (Sapindacées)	*	
Austromyrtus sp V. 6578 (Myrtacées)	*	
Bocquillonia brachypoda (Euphorbiacées)	*	
Bocquillonia sessiliflora (Euphorbiacées)	*	
Bothriochloa pertusa (Graminées)		*
Breynia disticha (Euphorbiacées)		*
Capparis artensis (Capparidacées)	*	
Carissa ovata (Apocynacées)	*	
Casearia deplanchei (Flacourtiacées)	*	
Casearia silvana (Flacourtiacées)	*	
Casearia sp V. 7977 (Flacourtiacées)		*
Cassine curtipendula (Célastracées)	*	
Cassytha filiformis (Lauracées)		*
Casuarina collina (Casuarinacées)		*
Celtis conferta (Ulmacées)	*	
Cleidion verticillatum (Euphorbiacées)	*	
Cleistanthus stipitatus (Euphorbiacées)	*	
Cloezia artensis (Myrtacées)	*	
Cloezia floribunda (Myrtacées)	*	
Codiaeum peltatum (Euphorbiacées)	*	
Colubrina asiatica (Rhamnacées)	*	
Commersonia bartramia (Sterculiacées)		*
Cossinia trifoliata (Sapindacées)	*	
Croton insularis (Euphorbiacées)	*	
Cupaniopsis globosa (Sapindacées)	*	
Cupaniopsis glomeriflora (Sapindacées)	*	
Derris trifoliata (Légumineuses)	*	
Desmanthus virgatus (Légumineuses)	*	
Dianella adenanthera (Liliacées)	*	*
Diospyros minimifolia (Ebénacées)	*	
Diospyros pustulata (Ebénacées)	*	
Drypetes deplanchei (Euphorbiacées)	*	
Duboisia myoporoides (Solanacées)		*
Dysoxylum bijugum (Méliacées)	*	
Emmenosperma pancherianum (Rhamnacées)	*	*
Eragrostis spartinoides (Graminées)		*
Erythroxylum novocaledonicum (Erythroxylacées)	*	
Eugenia balansae (Myrtacées)	*	
Eugenia gacognei (Myrtacées)	*	
Eugenia mackeeana (Myrtacées)	*	
Euroschinus obtusifolius (Anacardacées)	*	

Fimbristylis ovata (Cypéracées)		*
Fontainea pancheri (Euphorbiacées)	*	
Gardenia urvillei (Rubiacées)	*	
Geijera cauliflora (Rutacées)	*	
Geitonoplesium cymosum (Geitonoplésiacées)	*	
Glochidion billardieri (Euphorbiacées)		*
Glochidion caledonicum (Euphorbiacées)	*	
Guettarda noumeana (Rubiacées)	*	
Halfordia kendac (Rutacées)	*	
Homalium deplanchei (Flacourtiacées)	*	
Hybanthus ilicifolius (Violacées)	*	
Hypserpa neocaledonica (Ménispermacées)	*	
Ixora cauliflora (Rubiacées)	*	
Ixora collina (Rubiacées)	*	
Jasminum didymum (Oléacées)	*	*
Jasminum leratii (Oléacées)	*	
Kochia hirsuta (Chénopodiacées)	*	
Lantana camara (Verbénacées)		*
Lethedon tannensis (Thyméléacées)	*	
Leucaena leucocephala (Légumineuses)	*	*
Maclura cochinchinensis (Moracées)	*	
Malaisia scandens (Moracées)	*	
Maytenus fournieri (Célastracées)	*	*
Melaleuca quinquenervia (Myrtacées)		*
Melodinus celastroides (Apocynacées)	*	
Mezoneurum montrouzieri (Légumineuses)	*	
Mimusops elengi (Sapotacées)	*	
Morinda myrtifolia (Rubiacées)	*	
Myoporum tenuifolium (Myoporacées)	*	
Oxanthera sp V. 7005 (Rutacées)	*	
Panicum antidotale (Graminées)	*	
Panicum maximum (Graminées)		*
Parsonsia sp V. 6614 (Apocynacées)	*	
Paspalidium elegantulum (Graminées)		*
Passiflora suberosa (Passifloracées)	*	*
Phyllanthus aeneus (Euphorbiacées)	*	
Phyllanthus chrysanthus (Euphorbiacées)		*
Phyllanthus pindaiensis (Euphorbiacées)	*	
Phyllanthus unifoliatus (Euphorbiacées)	*	
Phyllanthus virgatus (Euphorbiacées)	*	
Planchonella cinerea (Sapotacées)	*	
Planchonella sp V. 7324 (Sapotacées)	*	
Pleurostylia opposita (Célastracées)	*	
Polyscias nothisii ined. (Araliacées)	*	
Premna serratifolia (Verbénacées)	*	
Pseuderanthemum incisum (Acanthacées)	*	
Psychotria coptosperma (Rubiacées)	*	
Psychotria deverdiana (Rubiacées)	*	
Psydrax odorata (Rubiacées)	*	
Rapanea novocaledonica (Myrsinacées)	*	
Rhamnella vitiensis (Rhamnacées)	*	
Rhynchelytrum repens (Graminées)		*
Rivina humilis (Phytolacacées)	*	
Ryssopteris timoriensis (Malpighiacées)	*	
Santalum austrocaledonicum (Santalacées)	*	

Sarcomelicope simplicifolia (Rutacées)	*	
Sarcostemma viminale (Asclépiadacées)	*	
Scaevola montana (Goodéniacées)	*	*
Scleria brownii (Cypéracées)	*	*
Secamone elliptica (Asclépiadacées)	*	
Setaria austrocaledonica (Graminées)	*	
Setaria jaffrei (Graminées)		*
Sida cordifolia (Malvacées)		*
Solanum camptostylum (Solanacées)	*	
Solanum pancheri (Solanacées)	*	
Solanum tetrandrum (Solanacées)	*	*
Sophora sp V. 6573 (Légumineuses)	*	
Soulamea tomentosa (Simaroubacées)	*	
Sporobolus virginicus (Graminées)	*	
Stachytarpheta australis (Verbénacées)		*
Streblus pendulinus (Moracées)	*	
Terminalia novocaledonica (Combrétacées)	*	
Themeda triandra (Graminées)		*
Tylophora biglandulosa (Asclépiadacées)		*
Uromyrtus sp V. 6579 (Myrtacées)	*	
Wikstroemia indica (Thyméléacées)	*	*
Ximenia americana (Olacacées)	*	
Zanthoxylum pancheri (Rutacées)	*	
Zieridium melicopaefolium (Rutacées)	*	

Deuxième partie

ALTERATION DE LA DIVERSITE FAUNISTIQUE DANS UN MILIEU DEGRADE PAR LE FEU : LE CAS DE LA FORET SCLEROPHYLLE.

DIVERSITE FAUNISTIQUE ET STRUCTURE DES PEUPLEMENTS D'UNE FORET SCLEROPHYLLE ET D'UNE FORMATION DERIVEE, LE FOURRE A *Acacia spirorbis*

Jean Chazeau, Lydia Bonnet de Larbogne & Tana Potiaroa .....page 2

FEUX DE BROUSSE ET INVASION DES MILIEUX DU DOMAINE SCLEROPHYLLE PAR LA FOURMI PIONNIERE *Wasmannia auropunctata* (ROGER)

Hervé Jourdan & Jean Chazeau .....page 24

DIVERSITE FAUNISTIQUE ET STRUCTURE DES PEUPLEMENTS

D'UNE FORET SCLEROPHYLLE ET D'UNE FORMATION DERIVEE,

LE FOURRE A *Acacia spirorbis*

J. Chazeau, L. Bonnet de Larbogne & T. Potiaroa

RESUME

La forêt sclérophylle de la Nouvelle-Calédonie est aujourd'hui réduite à des lambeaux de taille réduite, qui constituent le milieu naturel le plus menacé du territoire, et le plus sensible aux feux. Le passage du feu induit l'installation de formes de végétation dégradées à divers degrés. L'une de ces formations dérivées est le fourré à faux-gaïacs *Acacia spirorbis*, plante native de la forêt sclérophylle, dont les semences sont tolérantes au feu et la croissance très compétitive. Ce fourré est une phase supposée de reconstitution de la forêt en l'absence de feux successifs, mais la dominance très forte du gaïac ne permet pendant les premières années que la pénétration de plantes pionnières.

La faune arthropode de la canopée de ce fourré a été étudiée sur la presqu'île de Pindaï par des techniques de thermonébulisation (fogging). L'étude a couvert les 4 saisons d'un cycle annuel, chaque échantillonnage saisonnier portant sur 40 x 1 m². Les données de référence sur la forêt sclérophylle ont été acquises par la même méthode sur des parcelles forestières immédiatement voisines.

Au plan de la diversité, on observe un effondrement du nombre des espèces présentes dans les familles recensées, du nombre de familles dans les ordres (le tiers pour les hémiptères, plus de la moitié chez les coléoptères), mais aussi du nombre de taxons de niveau supérieur (ordres ou sous-classes). Au plan des densités des peuplements, la chute des densités moyennes est de 63 %, jusqu'à 73 % en saison sèche. Au plan trophique, la structure des guildes est très modifiée, avec la dominance de phytophages suceurs liés aux gaïacs, une forte régression des phytophages broyeurs et une déficience marquée des prédateurs.

La valeur du fourré à *Acacia spirorbis* est donc très faible au plan de la conservation des faunes. Les gîtes fossilifères holocènes de la presqu'île de Pindaï ont déjà fourni l'évidence d'une altération profonde de la faune vertébrée. L'altération très sensible observée chez les arthropodes montre que les formations arbustives à gaïacs sont impropres à la conservation de la majeure partie de la faune du milieu forestier primitif. C'est donc l'ensemble de la faune, et non plus seulement les vertébrés, que menacent la réduction et la fragmentation excessives de la forêt sclérophylle.

SOMMAIRE

1 - LE MILIEU 4

1.1. Le milieu physique **4**

1.2. La végétation **5**

1.2.1. La forêt sclérophylle 5

1.2.2. Le fourré à *Acacia spirorbis* 6

2 - MATERIEL ET METHODE 7

2.1. Techniques de thermonébulisation (fogging) **7**

2.2. Fogging en fourré à gaïac **7**

2.3. Fogging en forêt sclérophylle **7**

3 - RESULTATS 9

3.1. Fourré à *Acacia spirorbis* **9**

3.1.1. Richesse et diversité 9

3.1.2. Densité des peuplements 9

3.1.3. Variations saisonnières 9

3.1.4. Structure trophique 11

3.2. Forêt sclérophylle **12**

3.2.1. Richesse et diversité 12

3.2.2. Densité des peuplements 12

3.3.3. Variations saisonnières 14

3.2.4. Structure trophique 14

4 - DISCUSSION 14

4.1. Conséquences de la transformation du milieu pour la faune arthropode **14**

4.2. Mise en perspective : les fossiles de Pindaï **16**

CONCLUSION 16

REFERENCES 18

ANNEXES 19

Les feux épisodiques sont un phénomène naturel, aléatoire, qui participe au cycle de régénération des formations végétales. Mais l'anthropisation croissante des milieux entraîne, entre autres conséquences, un accroissement sensible de la fréquence des feux de brousse. Leur passage altère profondément le milieu végétal primaire, avant d'amener sa destruction irréversible.

Réduite aujourd'hui à quelques reliques, la forêt sclérophylle est la formation végétale la plus menacée en Nouvelle-Calédonie, et la plus sensible aux feux (Jaffré & al., 1993). Le fourré à *Acacia spirorbis* est une formation arbustive qui peut remplacer cette forêt quand elle a brûlé. Cette formation intéresse les exploitants qui en commercialisent le bois. Elle n'est pas communément considérée comme le témoin et la conséquence de processus graves de dégradation de la végétation, sauf par des botanistes avertis. L'impact de ces processus sur la faune est *a fortiori* complètement ignoré.

Dans le cadre de cette étude, on s'est intéressé à l'altération de la diversité faunistique des arthropodes d'une forêt sclérophylle quand les feux de brousse ont entraîné son remplacement par le fourré à *Acacia spirorbis*, afin d'évaluer l'incidence de ce processus sur le nombre de taxons présents, sur leur diversité, et sur la structure des peuplements.

1 - LE MILIEU

1.1. Le milieu physique

L'étude a été faite sur deux stations implantées sur un périmètre domanial situé sur la presqu'île de Pindaï, commune de Pouembout, sur la côte ouest de la Nouvelle-Calédonie (Fig. 1). La station de gaïacs étudiée et la station forestière de référence sont distantes de 4 km.

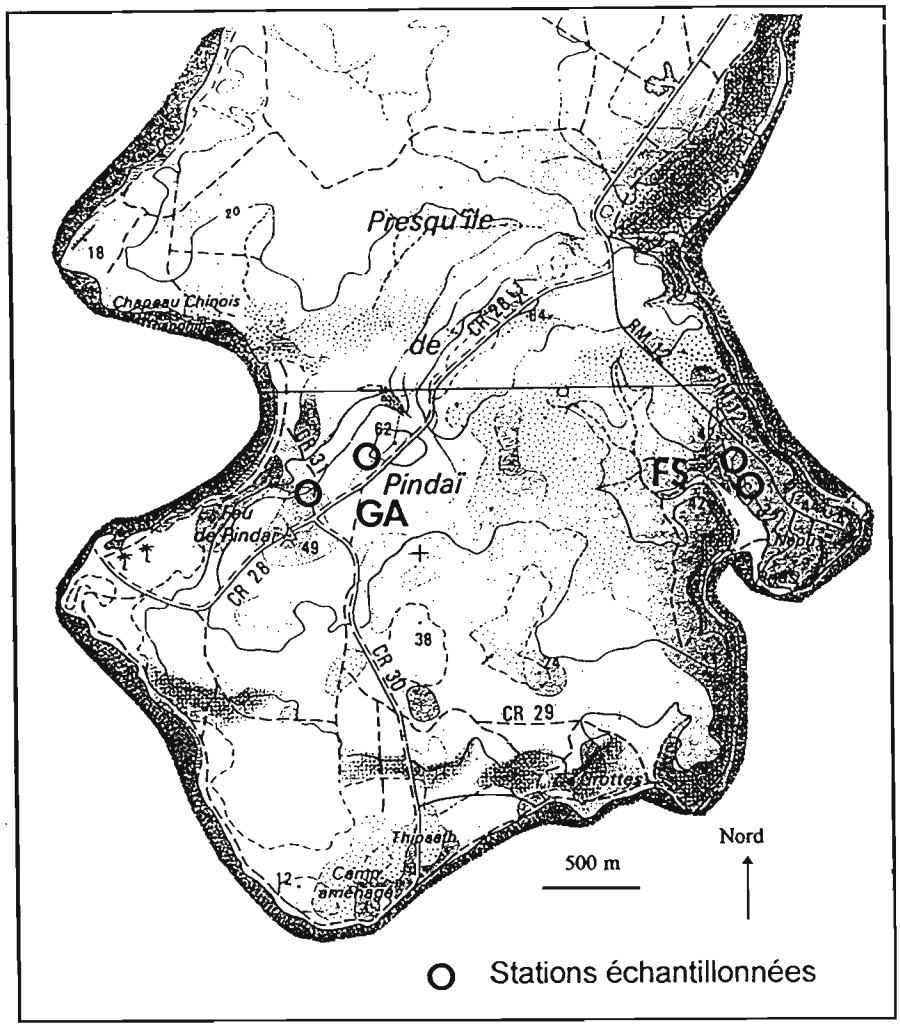
Le relief est fait de plateaux bas et de vallons. Les stations de gaïac (région du phare) sont situées sur un terrain sensiblement plat. Les stations en forêt sont implantées sur le flanc de vallons modérément pentus. Le substrat est formé de calcaires et conglomérats, avec localement des recouvrements péridotitiques de faible épaisseur.

Le climat de la localité est caractérisé par la sécheresse, dont l'effet est accru par la fréquence des vents dominants de sud-est. Le Tableau 1 résume quelques paramètres climatiques pour la station météorologique la plus proche des sites étudiés (Népoui). Les mesures partielles réalisées sur le périmètre indiquent que l'extrémité de la presqu'île de Pindaï est encore plus sèche que les localités voisines suivies en permanence par les services de la météorologie, car ces localités sont un peu plus proches des reliefs de la chaîne montagneuse centrale.

Tableau 1 - Température et pluviométrie moyennes relevées sur la station météorologique de Népoui (Source Météo-France, Anonyme, 1992, 1993, 1994)

	1971-90	1992	1993	1994
Température (°C)	23	22,7	22,7	22,7
Pluviométrie annuelle (mm)	913	864	430	380

Fig. 1 - Stations échantillonnées par thermonébulisation sur la presqu'île de Pindaï.



1.2. La végétation

On observe sur la presqu'île plusieurs formations végétales plus ou moins étendues : la forêt sclérophylle, le fourré *à Acacia spirorbis*, la savane à *Panicum* et *Aristida*, parfois accompagnée de peuplements de *Melaleuca quinquenervia*, le fourré à *Casuarina collina*, des formations de faciès variés dominées par les espèces introduites et, sur le rivage, la mangrove et des formations marécageuses.

1.2.1. La forêt sclérophylle

On réunit sous le nom « forêt sclérophylle » plusieurs groupements floristiques, variant avec la nature du substrat. L'individualité de cette formation tient à sa structure. On en trouvera une description complète dans Jaffré & al (1993).

Les forêts sclérophylles sont des forêts basses (canopée de 6-10 m, rarement 10-15 m), dont le sous-bois dense est riche en arbustes buissonnants et en lianes, dont les troncs ont un diamètre rarement supérieur à 0,4 m et dont le feuillage présente un caractère sclérophylle. Cette formation couvrait autrefois toute la côte ouest à des altitudes inférieures à 300 m, mais ses fragments n'occupent plus aujourd'hui qu'environ 350 km². Sa flore phanérogamique

comprend 379 espèces, dont 59 lui sont propres. On a recensé 106 espèces dans la relique forestière de Pindaï (voir Jaffré & al., première partie de ce rapport).

1.2.2. Le fourré à *Acacia spirorbis*

Le faux-gaïac *Acacia spirorbis* Labillardière, 1825, est une Légumineuse Mimosoidae, communément appelée gaïac en Nouvelle-Calédonie. En l'état actuel de la nomenclature, l'espèce doit être considérée comme endémique de la Grande-Terre et des Iles Loyauté (Nielsen, 1983). Il est cependant probable que des sous-espèces d'*A. spirorbis* existent aux Salomon et en Papouasie, bien qu'elles soient actuellement classées dans une espèce distincte (J.-M. Veillon, com. pers., 1996).

Cette espèce est à l'origine un élément constitutif de la forêt sclérophylle. Elle se rencontre fréquemment en savane et dans les maquis à basse altitude, principalement sur la côte occidentale. C'est un arbuste ou un arbre très rameux, qui peut atteindre une dizaine de mètres, exceptionnellement 20 m (Papineau, 1994), mais qui en fait dépasse rarement 3 à 5 m. Il est recherché pour les qualités de son bois dense : dureté, résistance, longévité. Le fût et les branches maîtresses sont largement utilisés pour les clôtures de pâturages.

L'espèce est sensible au feu. Elle couvre le sol d'une litière ligneuse très inflammable, et cette inflammabilité est accrue par la persistance sur le tronc des branches basses mortes. Mais sa régénération se fait facilement à partir des graines, au sol et enterrées. Ces graines donnent des peuplements denses de jeunes plants (450000 tiges/ha à 4 ans), dont la croissance rapide élimine les compétiteurs, mais aussi les plants voisins (45000 tiges/ha à 8 ans, seulement 25000 à 10 ans : Papineau, 1994). Si la fréquence des feux reste modérée, le gaïac s'étend en vastes fourrés arbustifs, qui paraissent quasi-monospécifiques du fait de la dominance numérique du faux-gaïac, mais dans lesquels on a recensé 34 espèces botaniques (voir Jaffré & al., première partie de ce rapport).

Le Tableau 2 résume les paramètres du développement de cette espèce, mesurés sur un peuplement naturel du plateau de Pindaï. Compte tenu des hauteurs observées pendant notre étude, il semble que ces données correspondent à des conditions très favorables pour la zone.

Tableau 2 - Régénération naturelle du faux-gaïac sur le périmètre de Pindaï (Papineau, 1994).

Age	Développement
2 mois	Première levée
5 mois	Hauteur 0,05-0,10 m
8 mois	Hauteur 0,50-0,60 m
26 mois	Hauteur 2 m. Première fructification
4 ans	Hauteur 2,50 m (survie : 60%)
7 ans	Hauteur 4,50 m
9 ans	Hauteur 5,90 m

2 - MATERIEL ET METHODE

2.1. Techniques de thermonébulisation (fogging)

Dans chaque station, la faune arthropode de la canopée est échantillonnée sur 40 x 1 m² par parcelle étudiée. Les unités d'échantillonnage sont groupées en 4 placettes voisines de 10 x 1 m² chacune, selon une méthode standardisée (Guilbert & al., 1994). L'échantillonnage est fait 4 fois dans l'année, pendant l'été et l'hiver austral et pendant les intersaisons. Pour permettre une reconstitution de la faune, on ne revient pas sur une parcelle avant 6 mois. Chaque site comprend donc 2 parcelles choisies proches l'une de l'autre et estimées équivalentes au plan botanique.

Un thermonébuliseur portable (ou « fogger » : Dyna-fog Golden Eagle Backpack 2980) est utilisé pour générer un brouillard toxique à effet de choc, à partir d'un mélange de Cyfluthrine (300 cc de Solfac EW50) et d'un agent véhiculant formé d'alcools polyhydriques dilués dans de l'eau (3 litres de Maxifog). La faible hauteur de la canopée (8 à 12 m dans la forêt sclérophylle, moins de 6 m dans le fourré à gaïac) permet d'opérer depuis le sol, en propulsant vers les cimes le brouillard toxique. Il est nécessaire de choisir un jour sans pluie, afin que les spécimens n'adhèrent pas aux feuilles ou aux branches mouillées, et sans vent, afin que le brouillard ne soit pas dispersé trop vite.

Les collecteurs sont des bâches plastiques carrées formant une poche peu profonde. Elles sont tendues par des bracelets élastiques sur des cadres tubulaires de 1 m x 1 m, soutenus entre 0,5 et 0,8 m du sol par des pieds amovibles qui assurent l'horizontalité du dispositif. Tous les arthropodes tombés dans une période de 2 h après le fogging sont collectés par un lavage à l'eau additionnée d'un mouillant, suivi d'une filtration sur une double grille de mailles 0,6 et 0,3 mm. Les spécimens sont conservés dans de l'éthanol à 95%.

Pour cette étude, les arthropodes sont triés à l'ordre pour tous les groupes, à la famille pour les Coleoptera et les Hemiptera, à l'espèce ou à la morphospecies pour quelques familles. Le rattachement des taxons à des guildes trophiques reprend les définitions retenues par Guilbert (1994) et Guilbert & al. (1994).

2.2. Fogging en fourré à gaïac

Les dates et les conditions climatiques des 4 échantillonnages annuels sont résumées dans le tableau 3. La température et l'humidité relatives sont mesurées sur la station échantillonnée immédiatement après le fogging. Les autres données (*N*) sont des moyennes établies sur la station météorologique de Népoui.

2.3. Fogging en forêt sclérophylle

La base de référence est issue d'une étude comparative, réalisée par le laboratoire, de 3 forêts néo-calédoniennes (Guilbert, 1994 ; Guilbert & al., 1994). Les dates et les conditions des 4 échantillonnages annuels sont résumées dans le tableau 4. La température et l'humidité relatives de la station échantillonnée sont mesurées immédiatement après le fogging. Les autres données (*N*) sont des moyennes relevées sur la station météorologique de Népoui.

Tableau 3 - Conditions climatiques correspondant aux périodes d'échantillonnage du fourré à *Acacia spirorbis*.

	09.02.94	04.05.94	09.08.94	04.11.94
Température (°C)	26	21	18,5	22
Humidité Relative (%)	81	83	85	72
Température du mois (*N*)	26,0	22,1	19,5	24,2
Température du mois précédent (*N*)	26,6	23,4	19,0	21,7
Pluviométrie du mois (mm) (*N*)	58,8	6,6	58,3	9,4
Pluviométrie du mois précédent (mm) (*N*)	78,4	20,4	25,0	1,0

Tableau 4 - Conditions climatiques correspondant aux périodes d'échantillonnage de la forêt sclérophylle.

	30.06.92	06.10.92	05.01.93	14.04.93
Température (°C)	15	14	20	17
Humidité Relative (%)	92	92	94	90
Température du mois (°C) (*N*)	20,7	20,5	25,1	22,5
Température du mois précédent (°C) (*N*)	22,2	20,8	24,4	25,6
Pluviométrie du mois (mm) (*N*)	138,0	12,8	20,8	11,4
Pluviométrie du mois précédent (mm) (*N*)	10,7	33,2	7,6	109,8

Tableau 5 - Nombre de morphospecies identifiées dans le fourré à *Acacia spirorbis*.

Hemiptera				**Coleoptera**			
Cixiidae	1	Miridae	6	Buprestidae	4	Anthicidae	1
Cicadellidae	1	Tingidae	3	Elateridae	1	Aderidae	3
Eurymelidae	1	Reduviidae	1	Dermestidae	1	Cerambycidae	2
Membracidae	1	Aradidae	1	Bostrychidae	1	Bruchidae	1
Psyllidae	2	Coreidae	1	Cucujidae	3	Chrysomelidae	5
Aphididae	1	Lygaeidae	2	Cryptophagidae	1	Anthribidae	2
Margarodidae	1	Pentatomidae	1	Phalacridae	1	Attelabidae	1
Anthocoridae	1	Coccoidea	1 ?	Corylophidae	2	Curculionidae	3
				Coccinellidae	6	Scolytidae	3
Total :	**25**			**Total :**	**41**		

3 - RESULTATS

Les résultats d'abondances moyennes par mètre carré, pour l'ensemble des ordres échantillonnés et pour les familles des ordres Hemiptera et Coleoptera, figurent dans les tableaux donnés en annexe. Les tableaux 7, 8 et 9 concernent le fourré à *Acacia spirorbis*. Les tableaux 10, 11 et 12 concernent la forêt sclérophylle, milieu de référence.

3.1. Fourré à *Acacia spirorbis*

3.1.1. Richesse et diversité

Aux niveaux taxonomiques supérieurs (ordre ou classe), 14 taxons seulement sont représentés. L'étude des hémiptères révèle la présence de 16 familles. L'étude des coléoptères a permis de recenser 18 familles. Le nombre des morphospecies identifiées dans ces 2 ordres est donné dans le tableau 5. Six espèces de fourmis ont été recensées dans le cadre de cette étude.

3.1.2. Densité des peuplements

Les densités de peuplement sont relativement faibles dans la plupart des taxons : la densité moyenne des arthropodes échantillonnés au cours des 4 saisons est de 247,5 i/m². Au niveau des ordres (fig. 2, tab. 7), on note l'abondance des hémiptères, des psoques, des hyménoptères et des acariens (gamasiformes et oribates). Seulement 1 ordre sur 2 montre une densité supérieure à 1 i/m².

Parmi les hémiptères (fig. 3, tab. 8), 3 familles (19 %) ont une densité moyenne annuelle supérieure à 1 i/m², 10 familles (63 %) ont une densité moyenne annuelle inférieure à 0,1 i/m². Les Psyllidae sont très largement dominants : leur densité est plus de 8 fois supérieure à celle des Miridae, famille la mieux représentée après eux, 33 fois supérieure à celle des Tingidae qui viennent en troisième position.

Parmi les coléoptères (fig. 4, tab. 9), 2 familles seulement (11 %) ont une densité moyenne annuelle supérieure à 1 i/m² (les Aderidae et les Buprestidae) et 6 familles (33 %) ont une densité moyenne annuelle inférieure à 0,1 i/m². Mais on ne retrouve pas les très forts écarts observés pour la faune des hémiptères : le rapport du premier au second n'est que de 1,7:1 et il n'est que de 2:1 du premier au troisième (Coccinellidae).

3.1.3. Variations saisonnières

Pour tous les taxons, les variations saisonnières sont fortes : de 1 à 10 pour l'ensemble de la faune échantillonnée en 1994, de 1 à 25 pour les hémiptères, de 1 à 16 pour les psoques. Elles reste marquée, mais plus modérée, pour les coléoptères (1 à 4,6) et les araignées (1 à 3,7).

Les densités les plus faibles ne sont jamais observées en saison chaude, saison où les blattes, les hémiptères, les thrips, les psoques, les coléoptères et les diptères sont les plus abondants. Mais, pour certains groupes, les densités maximales sont observées en intersaison chaude-fraîche (acariens, araignées, hyménoptères, lépidoptères).

Les densités minimales sont observés en saison fraîche ou en intersaison fraîche-chaude, pour l'ensemble des groupes. Cependant, on observe parfois une inversion de cette tendance au niveau de la famille (hémiptères Coccoidea, un tiers des familles de coléoptères).

Fig. 2 - Densités moyennes annuelles des arthropodes échantillonnés par thermonébulisation dans le fourré à *Acacia spirorbis*.

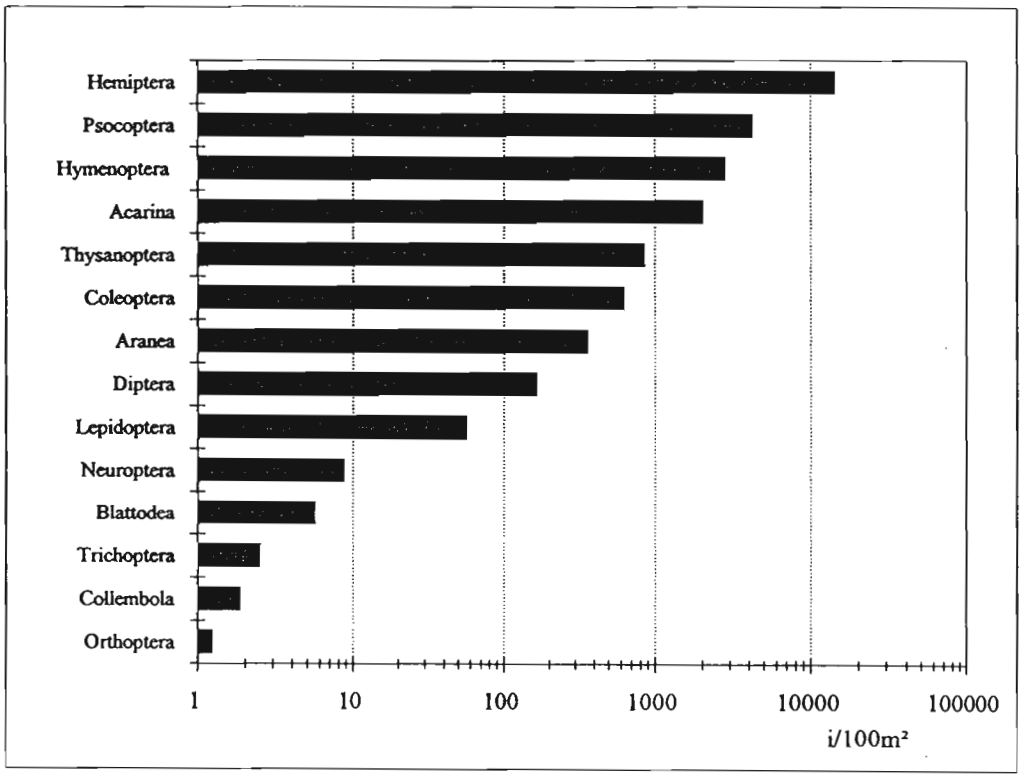


Fig. 3 - Densités moyennes annuelles des hémiptères échantillonnés par thermonébulisation dans le fourré à *Acacia spirorbis*.

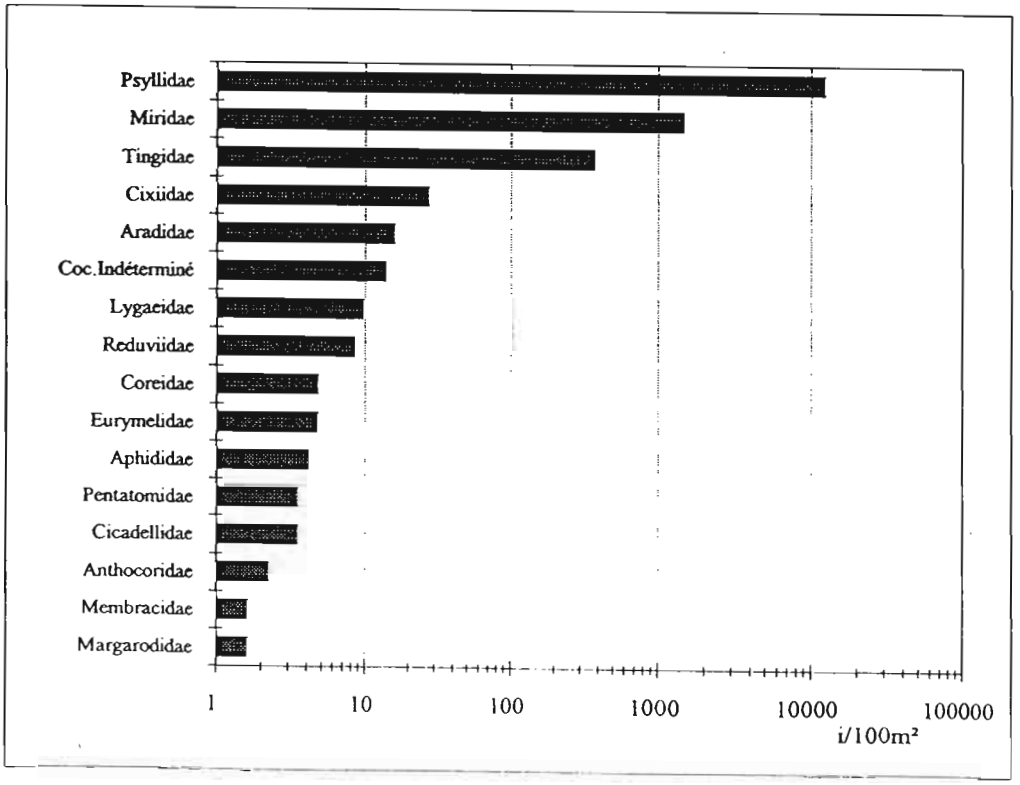
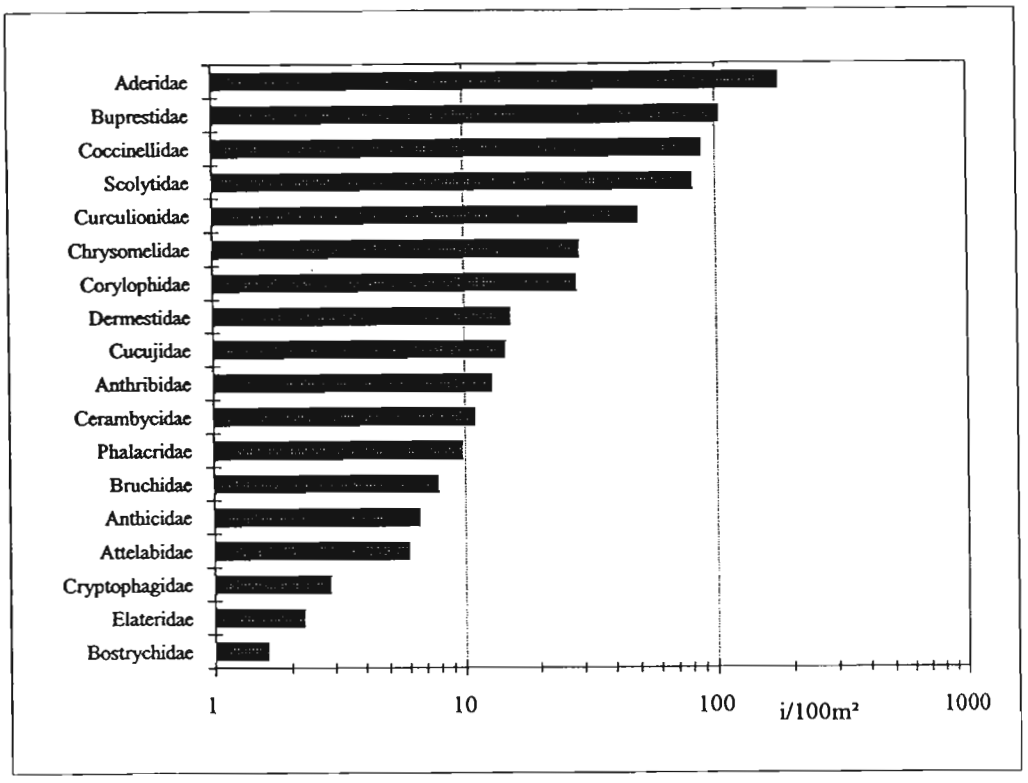


Fig. 4 - Densités moyennes annuelles des coléoptères échantillonnés par thermonébulisation dans le fourré à *Acacia spirorbis*.



3.1.4. Structure trophique

Deux groupes dominent numériquement (fig. 8) : les phytophages suceurs (59,3%) et les « brouteurs d'épiphytes » (psoques pour l'essentiel, et collemboles : leur régime réel, dans ce fourré très sec presque toute l'année, reste à préciser). Les phytophages broyeurs (1,3%) sont très faiblement représentés. Les prédateurs (5,9 %) sont aussi peu abondants, la déficience des insectes prédateurs étant particulièrement sensible (0,5 %). Les fourmis occupent une place relativement modeste (4,3 %). Les insectes parasites sont mieux représentés (6,6 %).

3.2. Forêt sclérophylle

3.2.1. Richesse et diversité

Aux niveaux taxonomiques supérieurs (ordre ou classe), 21 taxons sont représentés. L'étude des hémiptères révèle la présence de 24 familles. L'étude des coléoptères a permis de recenser 43 familles. On ne dispose d'informations au niveau de l'espèce que pour 6 d'entre elles : Chrysomelidae (12 sp.), Ciidae (10 sp.), Pselaphidae (1 sp.), Coccinellidae (11 sp.), Staphylinidae (4 sp.) et Languriidae (7 sp.). Pendant l'étude servant de référence, 9 espèces de fourmis ont été recensées par thermonébulisation dans la forêt sclérophylle de Pindaï.

3.2.2. Densité des peuplements

La forêt sclérophylle de Pindaï, malgré sa faible hauteur de canopée, abrite des densités d'arthropodes relativement fortes : la densité moyenne des arthropodes échantillonnés au cours des 4 saisons est de 688,6 i/m². et 71 % des ordres ont une densité supérieure à 1 i/m². Au niveau des ordres bien représentés (fig. 5, tab. 10), on note l'abondance, par ordre décroissant, des psoques, des hyménoptères et des collemboles, des hémiptères, des acariens, des thrips, des araignées, des diptères et des coléoptères.

Fig. 5 - Densités moyennes annuelles des arthropodes échantillonnés par thermonébulisation en forêt sclérophylle.

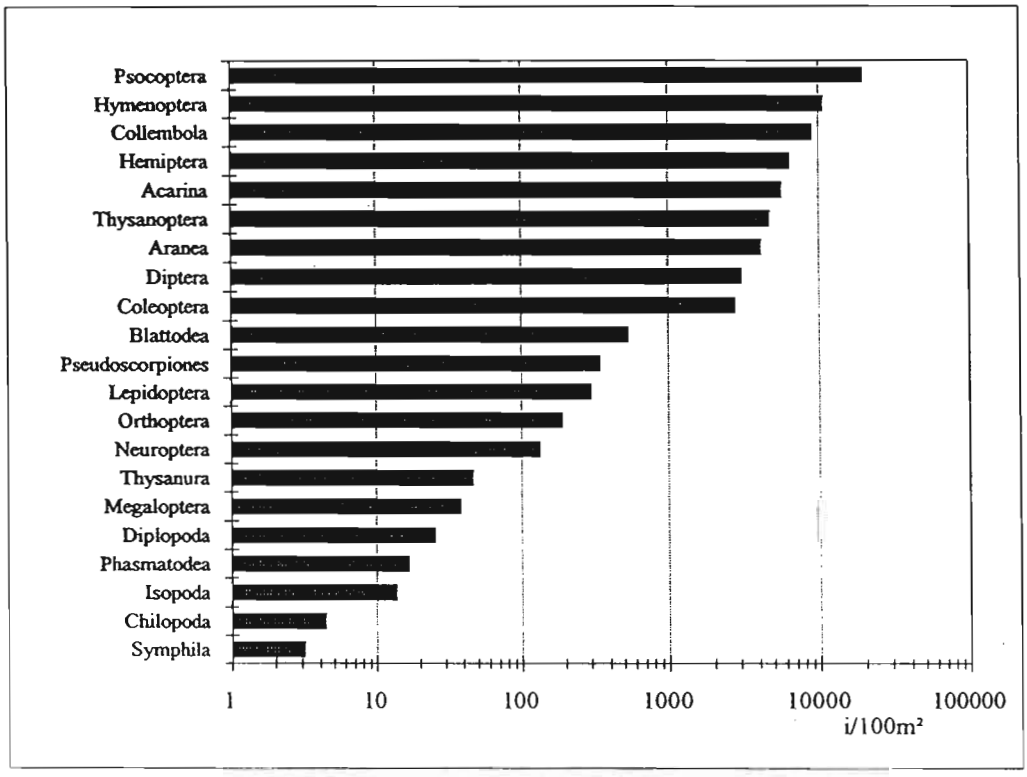


Fig. 6 - Densités moyennes annuelles des hémiptères échantillonnés par thermonébulisation en forêt sclérophylle.

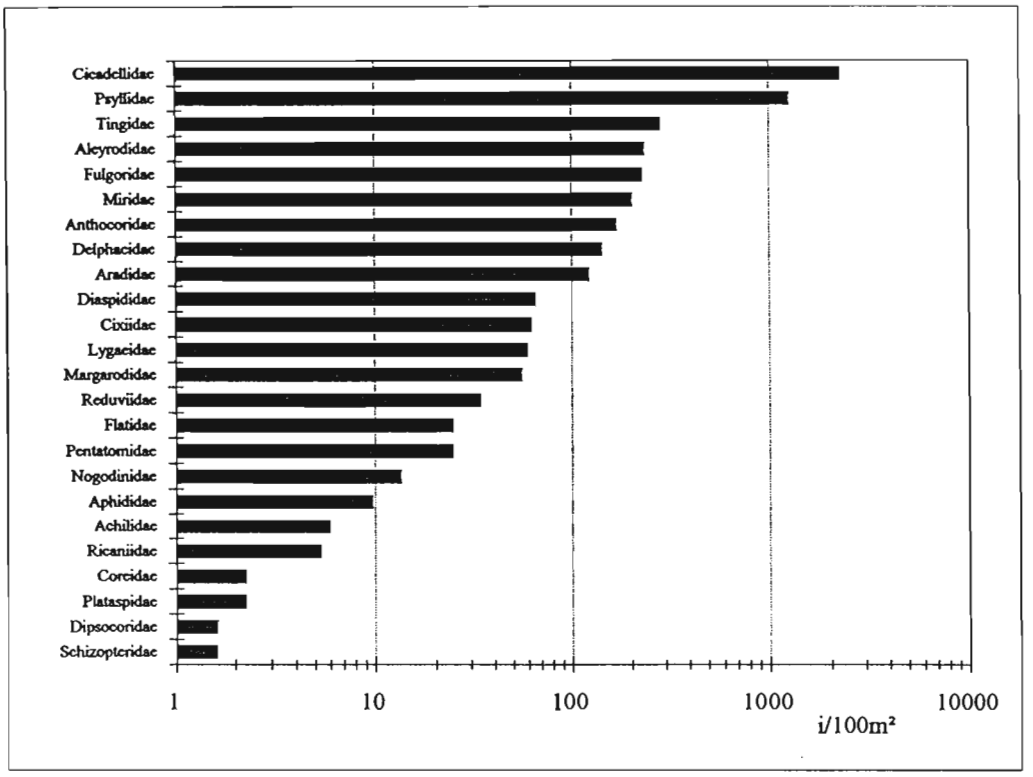
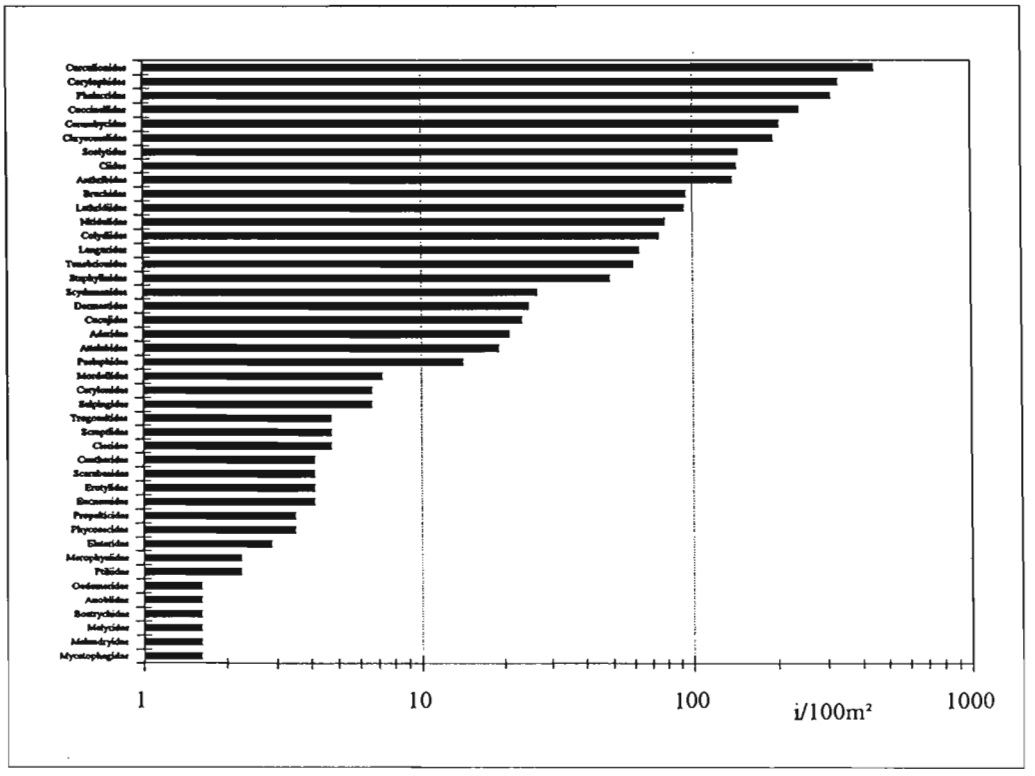


Fig. 7 - Densités moyennes annuelles des coléoptères échantillonnés par thermonébulisation en forêt sclérophylle.



Parmi les hémiptères (fig. 6, tab. 11), 9 familles (38 %) ont une densité moyenne annuelle supérieure à 1 i/m², 7 familles (29 %) ont une densité moyenne annuelle inférieure à 0,1 i/m². Les Cicadellidae et les Psyllidae sont largement dominants, avec des densités (respectivement) 8 fois et 4,4 fois supérieures à celle des Tingidae, famille la mieux représentée après eux.

Parmi les coléoptères (Fig. 7, tab. 12), 9 familles (21 %) ont une densité moyenne annuelle supérieure à 1 i/m² et 21 familles (49 %) ont une densité moyenne annuelle inférieure à 0,1 i/m². Les écarts de densité sont moins marqués que chez les hémiptères : le rapport n'est que 1,4 : 1 entre les Curculionidae et les Corylophidae.

3.3.3. Variations saisonnières

Le suivi annuel montre de fortes fluctuations saisonnières, avec une variation de densité moyenne de 1 à 8 pour l'ensemble de la faune arthropode dans l'échantillonnage de référence de 1992-93. Parmi les groupes bien représentés, cette irrégularité est particulièrement marquée chez les collemboles (de 1 à 135), les diptères (1 à 46) et les psoques(1 à 34). Elle reste importante chez les hémiptères (1 à 9,5), mais est plus modérée quoique toujours bien marquée chez les coléoptères (1 à 5) les acariens ou les araignées (1 à 3.5).

Les densités les plus faibles sont observées pendant l'intersaison fraîche-chaude et en saison chaude : elles sont explicables par le retard marqué de la saison des pluies en 1992-93 et la sécheresse de janvier 1993 qui en a résulté. Les densités maximales sont donc observées pendant l'intersaison chaude-fraîche, mais plusieurs groupes (notamment les coléoptères) sont restés abondants en saison fraîche (décalage des cycles ?).

3.2.4. Structure trophique

Les guildes trophiques (fig. 8) numériquement les mieux représentées sont celles des brouteurs d'épiphytes (24 %) et des prédateurs (27 %), surtout les prédateurs autres que les insectes (23 %). Les peuplements de phytophages suceurs, de phytophages broyeurs, et de détritiphages / fungivores sont relativement équilibrés (respectivement 11, 6 et 8 %).

4 - DISCUSSION

4.1. Conséquences de la transformation du milieu pour la faune arthropode

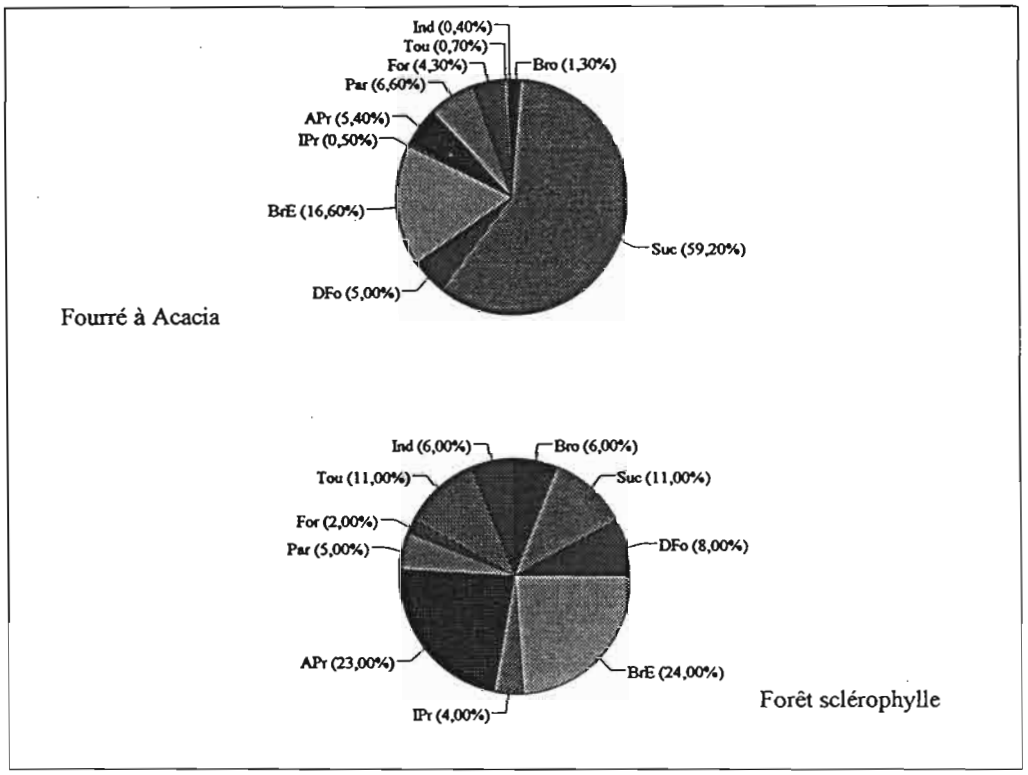
Malgré sa faible surface, la forêt de Pindaï abrite encore une faune arthropode riche et diverse : (Guilbert, 1994 ; Guilbert & al., 1994). Il en va de même pour les vertébrés, comme les reptiles Scincidae et Gekkonidae (Jourdan & al., sous-presse).

Le fourré à *Acacia spirorbis* est considéré comme une étape de la chronoséquence post-feu de la régénération de la forêt sclérophylle. Le faux-gaïac domine très largement ce fourré, bien que sa richesse floristique spécifique ne soit pas négligeable (34 espèces). Ces constituants sont cependant pour l'essentiel des espèces pionnières, qui ne peuvent tenir le rôle trophique des espèces natives.

L'appauvrissement floristique se traduit par un appauvrissement sensible de la faune arthropode. Au plan de la richesse et de la diversité, cette altération est observée aux plus hauts niveaux taxonomiques. Un tiers des ordres recensés en forêt ne sont pas représentés dans l'échantillonnage du fourré, et on peut les considérer comme absents de cette canopée

dans les limites de validité de la méthode. On observe la disparition de 42 % des familles d'hémiptères et de 63 % des familles de coléoptères. On a recensé 41 morphospecies de coléoptères dans les 18 familles du fourré : les 6 familles de la forêt étudiées à ce niveau permettent déjà d'en dénombrer 45.

Fig. 8 - Répartition des peuplements en guildes trophiques (Bro, phytophage broyeur ; Suc : phytophage suceur ; DFo, détritiphage-fungivore ; Bre, brouteur d'épiphytes ; IPr, insecte prédateur ; Apr, autre prédateur ; Par, parasite ; For, fourmi ; Tou, « touriste » ; Ind, indéterminé).



Par contre, la présence dans le fourré à faux-gaïacs de groupes non recensés en forêt est très rare. La présence de Trichoptères adultes peut être attribuée à la proximité de formations de mangroves et de marécages, situées en contrebas des stations à *Acacia* échantillonnées, car la biologie larvaire de cet ordre rend improbable son installation permanente dans ce milieu dépourvu d'eau libre. On note aussi, dans le fourré à *Acacia,* la présence à faibles densités des hémiptères Eurymelidae et Membracidae, et celle des coléoptères Cryptophagidae et Anthicidae, non recensés en forêt. La dominance du faux-gaïac, l'abondance de bois mort dans le fourré, la présence de plantes pionnières peuvent expliquer ces présences, ou l'importance relative de certains autres groupes : ainsi les Tingidae du fouré à faux-gaïac échantillonné, qui appartiennent essentiellement à une espèce vivant sur *Lantana*, arbuste bien représenté sur les lisières et dans des zones ouvertes du fourré.

Au plan de la structure trophique, on observe une nette diminution des phytophages broyeurs (de 6 à 1,3 %) et une forte augmentation des phytophages suceurs (de 11 à 59 %), mais cette compensation se fait pour l'essentiel par les forts effectifs d'une seule espèce de psylle. La chute de la guilde des prédateurs est aussi très sensible (de 27 à 6 %) La progression des parasites peut être mise en relation avec l'abondance des hémiptères, la plupart des familles recensées (non détaillées ici) étant des prédateurs d'homoptères. Les fourmis occupent une place plus importante que celle tenue dans le milieu forestier de référence; on ne peut en tirer de conclusion, car ce dernier est envahi localement par une espèce pionnière, dont les effectifs n'ont pas été pris en compte mais dont l'action antagoniste sur les autres espèces de fourmis est très sensible (voir plus loin dans ce rapport)

Au plan des effectifs, on observe une forte diminution des densités de peuplements, saisonnières et annuelles. La densité moyenne annuelle de l'ensemble des arthropodes chute de 63 %, la densité en saison la plus sèche chute de 73 %. Sans doute d'autre facteurs viennent-ils s'ajouter à l'appauvrissement floristique. Le fourré à *Acacia,* à la canopée plus basse et moins dense que la forêt, a un microclimat sensiblement plus sec que celle-ci. Sa litière très ligneuse est aussi très sèche. Ces modifications microclimatiques peuvent suffire à expliquer la déficience de la guilde des « touristes » (pour l'essentiel des diptères), *a priori* peu sensible aux qualité trophique du substrat végétal.

4.2. Mise en perspective : les fossiles de Pindaï

Le plus riche des 5 sites paléontologiques majeurs connus sur la Grande Terre est situé sur la presqu'île de Pindaï (Balouet & Olson, 1989 ; Balouet, 1991). Le gîte fossilifère est situé dans des grottes proches du rivage, entre la relique forestière et le fourré à *Acacia spirorbis* étudié. Il correspond à des accumulations dans un lac souterrain, aujourd'hui asséché.

A côté d'espèces actuelles, plusieurs espèces de vertébrés terrestres endémiques éteintes sont représentées dans le gisement de Pindaï (tab. 6). Une analyse préliminaire des faunes qui attendent une étude indique que l'on doit ajouter à ce constat plusieurs espèces de passereaux, et peut-être certains geckos et scinques. Les datations au carbone indiquent que l'âge de ces sédiments n'excède pas 18 siècles. Toutes ces espèces ont donc disparu après l'arrivée de l'homme.

L'analyse des fossiles de l'Holocène montre que l'homme a introduit en Nouvelle-Calédonie le rat polynésien, *Rattus exulans*, et que cette introduction date des premières arrivées. Avant cet événement, le territoire n'abritait aucun mammifère, hormis les Chiroptères (roussettes frugivores, chauves-souris insectivores). Sans doute l'homme a-t-il chassé les reptiles et les oiseaux coureurs, et le rat a-t-il prédaté oeufs et oisillons. Mais il est probable que la majorité des extinctions a eu pour cause la régression du milieu primaire : la forêt sclérophylle, qui couvrait à l'origine la plus grande partie de la côte occidentale et sans doute toute la presqu'île de Pindaï.

CONCLUSION

L'impact des feux de brousse sur la faune autochtone et les communautés animales est bien moins documenté que leur impact sur la flore et sur les formations végétales. L'étude comparée de la faune de la canopée de la forêt sclérophylle de Pindaï et de celle du fourré à *Acacia spirorbis* qui en dérive après le feu fournit donc quelques points de référence utiles.

La formation arbustive que constitue le fourré à *Acacia spirorbis* peut sembler, aux yeux du forestier ou du public, un milieu convenable pour le développement d'une microfaune.

Ce milieu n'est certes pas un désert, mais les conséquences de l'altération du milieu originel sont très importantes, même au niveau d'un ensemble faunistique aux capacités d'adaptation élevées comme celui des arthropodes.

Au plan de la richesse et de la diversité, les familles d'hémiptères et de coléoptères présentes dans le fourré ne comptent que très peu d'espèces, souvent une seule espèce. Le nombre de familles dans ces ordres n'est que la moitié de ce qui est observé dans le milieu forestier primitif. Enfin, cette altération se traduit par l'absence d'un tiers des taxons de niveau supérieur, ordre ou classe, et par une chute sensible du nombre des morphospecies dans les familles étudiées. Au plan des densités de peuplement, on observe une chute de 63 % des densités moyennes, chute qui atteint 73 % pour la saison sèche. Ces minima très accentuées des niveaux de populations dans le fourré à *Acacia* peuvent expliquer, en dehors de toute spécificité trophique, la disparition de certains taxons au cours du temps. Au plan de la structure trophique, une étude simplifiée montre une profonde altération, qui est due autant à la faiblesse de certaines guildes (phytophages broyeurs, prédateurs) qu'à la dominance de quelques espèces inféodées au gaïac.

Acacia spirorbis est une composante de la forêt sclérophylle, et le fourré à *Acacia* est considéré comme un stade de la chronoséquence post-feu de la reconstitution de ce milieu. Mais la reconstitution de la faune native, dans un paysage où les milieux-refuges primitifs sont fragmentés en lambeaux de surface réduite, distants les uns des autres, paraît très aléatoire. Et l'on doit craindre que les fossiles de vertébrés de la presqu'île de Pindaï n'annoncent l'absence d'un avenir pour toute la faune originale de la forêt sclérophylle.

Tableau 6 - Vertébrés endémiques éteints, connus de la presqu'île de Pindaï par leurs fossiles (Source : Balouet & Olson, 1989 ; Balouet, 1991).

Classe & Ordre	Famille	Genre & Espèce
Reptilia : Squamata	Varanidae	*Varanus sp.*
Reptilia : Chelonia	Meiolaniidae	*Meiolania sp.*
Reptilia : Eusuchia	Mekosuchidae	*Mekosuchus inexpectatus*
Aves : Neognathae	(incertaine)	*Sylviornis neocaledoniae*
Aves : Galliformes	Megapodiidae	*Megapodius molistructor*
Aves : Gruiformes	Rhynochetidae	*Rhynochetos orarius*
Aves : Gruiformes	Rallidae	*Porphyrio kukwiedei*
Aves : Gruiformes	Rallidae	*Tricholimnas lafresnayanus*
Aves : Columbiformes	Columbidae	*Caloenas canacorum*
Aves : Columbiformes	Columbidae	*Gallicolumba longitarsus*
Aves : Falconiformes	Accipitridae	*Accipiter efficax*
Aves : Falconiformes	Accipitridae	*Accipiter quartus*

REFERENCES

ANONYME - 1992. Résumé climatologique annuel en Nouvelle-Calédonie. *Multigraphié, Service de la Météorologie en Nouvelle-Calédonie.*

ANONYME - 1993. Résumé climatologique annuel en Nouvelle-Calédonie. *Multigraphié, Service de la Météorologie en Nouvelle-Calédonie.*

ANONYME - 1994. Résumé climatologique annuel en Nouvelle-Calédonie. *Multigraphié, Service de la Météorologie en Nouvelle-Calédonie.*

BALOUET, J.-C. - 1991. The fossil vertebrate record of New Caledonia : 1383-1401. *In* : Vickers-Rich, P. ; Monaghan, J.M. ; Baird, R.F. ; Rich, T.H. (eds.), Vertebrate paleontology of Australasia. Pioneer Design Studio & Monash University Publications, Melbourne, Australie.

BALOUET, J.-C. ; OLSON, S.L. - 1989. Fossil birds from late quaternary deposits in New Caledonia. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 469, 38 p.

GUILBERT, E. - 1994. Biodiversité des arthropodes de la canopée dans deux forêts primaires en Nouvelle-Calédonie. *Thèse de Doctorat du Muséum national d'Histoire naturelle (Ecologie tropicale), Paris* : 189 p., annexes.

GUILBERT, E.; CHAZEAU, J.; BONNET DE LARBOGNE, L. - 1994. Canopy arthropod diversity of New Caledonian forests sampled by fogging : preliminary results. *Memoirs of the Queensland Museum*, 36 (1) : 77-85.

JAFFRE, T. ; MORAT, P. ; VEILLON, J.-M. - 1993. Etude floristique et phytogéographique de la forêt sclérophylle de Nouvelle-Calédonie. *Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle, 4è Sér., 15, Section B, Adansonia*, 1-4 : 107-146.

JOURDAN, H. ; SADLIER, R. ; BAUER, A. - New caledonia herpetofauna under the threat of little fire ant invasion (Wasmannia auropunctata Roger, 1863) : evidences in sclerophyll forest. *Biotropica* (sous-presse).

NIELSEN, I. - 1983. Légumineuses Mimosoidae : 3-103. *In* : Leroy J.-F. & McKee H.S. (eds.), Flore de la Nouvelle-Calédonie et Dépendances, 12. Paris, Muséum national d'Histoire naturelle.

PAPINEAU, C. - 1994. Le périmètre de Pindaï, 20 ans d'action forestière. *Multigraphié, Direction du Développement rural et de la Pêche, Province Nord, Nouvelle-Calédonie* : 37 p., annexes.

Tableau 7 - Densités moyennes (individus / m²) des arthropodes récoltés par thermo-nébulisation dans le fourré à *Acacia spirorbis* au cours des 4 échantillonnages trimestriels (surface échantillonnée par saison : 40 x 1 m²).

ORDRE ou CLASSE	9.ii.94	4.v.94	9.viii.94	4.xi.94	Moyenne annuelle
Pseudoscorpiones	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aranea	4,18	5,10	4,08	1,38	3,68
Acarina	21,80	44,03	12,95	2,18	20,24
Isopoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chilopoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diplopoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Symphila	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Collembola	0,03	0,05	0,00	0,00	0,02
Thysanura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Blattodea	0,13	0,00	0,10	0,00	0,06
Orthoptera	0,03	0,00	0,03	0,00	0,01
Phasmatodea	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psocoptera	81,40	72,28	4,58	12,48	42,68
Hemiptera	349,45	129,23	14,05	83,98	144,18
Thysanoptera	15,53	13,00	3,25	2,60	8,59
Megaloptera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neuroptera	0,28	0,08	0,00	0,00	0,09
Coleoptera	12,13	5,48	5,13	2,70	6,36
Diptera	3,20	1,55	1,75	0,20	1,68
Trichoptera	0,10	0,00	0,00	0,00	0,03
Lepidoptera	0,28	1,20	0,43	0,38	0,57
Hymenoptera	38,85	43,73	7,48	22,80	28,21
Larves indét. (holométaboles)	1,75	2,18	0,18	0,35	1,11

Tableau 8 - Densités moyennes (individus / m²) des hémiptères récoltés par thermo-nébulisation dans le fourré à *Acacia spirorbis* au cours des 4 échantillonnages trimestriels (surface échantillonnée par saison : 40 x 1 m²).

HEMIPTERA	9ii94	4v94	9viii94	4xi94	Moyenne annuelle
Cixiidae	0,38	0,45	0,13	0,10	0,26
Cicadellidae	0,08	0,03	0,00	0,00	0,03
Eurymelidae	0,13	0,03	0,00	0,00	0,04
Membracidae	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01
Psyllidae	308,13	101,23	7,00	81,98	124,58
Aphididae	0,10	0,00	0,03	0,00	0,03
Margarodidae	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01
Coccoidea ind.	0,13	0,13	0,08	0,20	0,13
Homoptera juv.	0,08	0,00	0,00	0,08	0,04
Anthocoridae	0,03	0,03	0,00	0,00	0,01
Miridae	34,35	22,70	2,23	0,15	14,86
Tingidae	5,08	4,35	4,53	1,30	3,81
Reduviidae	0,23	0,05	0,00	0,03	0,08
Aradidae	0,28	0,10	0,08	0,15	0,15
Coreidae	0,15	0,00	0,00	0,00	0,04
Lygaeidae	0,25	0,10	0,00	0,00	0,09
Pentatomidae	0,05	0,05	0,00	0,00	0,03

Tableau 9 : Densités moyennes (individus / m²) des coléoptères récoltés par thermo-nébulisation dans le fourré à *Acacia spirorbis* au cours des 4 échantillonnages trimestriels (surface échantillonnée par saison : 40 x 1 m²).

COLEOPTERA	9.ii.94	4.v.94	9.viii.94	4.xi.94	Moyenne annuelle
Buprestidae	4,03	0,05	0,00	0,05	1,03
Elateridae	0,05	0,00	0,00	0,00	0,01
Dermestidae	0,00	0,15	0,18	0,25	0,14
Bostrychidae	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01
Cucujidae	0,00	0,08	0,15	0,33	0,14
Cryptophagidae	0,05	0,00	0,03	0,00	0,02
Phalacridae	0,08	0,00	0,25	0,03	0,09
Corylophidae	0,00	0,30	0,08	0,73	0,28
Coccinellidae	2,28	0,28	0,35	0,60	0,88
Anthicidae	0,08	0,15	0,00	0,00	0,06
Aderidae	2,18	2,55	2,00	0,45	1,79
Cerambycidae	0,33	0,05	0,03	0,00	0,10
Bruchidae	0,25	0,03	0,00	0,00	0,07
Chrysomelidae	0,85	0,20	0,08	0,00	0,28
Anthribidae	0,08	0,05	0,33	0,03	0,12
Attelabidae	0,18	0,00	0,03	0,00	0,05
Curculionidae	0,65	0,33	0,88	0,13	0,49
Scolytidae	1,05	1,28	0,78	0,13	0,81

Tableau 10 - Densités moyennes (individus / m²) des arthropodes récoltés par thermo-nébulisation en forêt sclérophylle au cours des 4 échantillonnages trimestriels (surface échantillonnée par saison : 40 x 1 m²).

ORDRE ou CLASSE	30.vi.92	06.x.92	05.i.93	14.iv.93	Moyenne annuelle
Pseudoscorpiones	3,98	7,00	1,78	1,18	3,48
Aranea	61,35	65,70	22,20	19,00	42,06
Acarina	37,10	48,58	31,55	111,03	57,06
Isopoda	0,15	0,33	0,08	0,00	0,14
Chilopoda	0,00	0,05	0,10	0,03	0,04
Diplopoda	0,08	0,00	0,25	0,70	0,26
Symphila	0,00	0,03	0,08	0,03	0,03
Collembola	10,30	1,73	2,58	349,33	90,98
Thysanura	0,93	0,80	0,05	0,10	0,47
Blattodea	7,55	12,25	0,28	1,60	5,42
Orthoptera	2,20	2,85	0,35	2,35	1,94
Phasmatodea	0,15	0,33	0,15	0,05	0,17
Psocoptera	101,05	38,73	18,25	625,05	195,77
Hemiptera	68,35	59,73	12,55	118,75	64,84
Thysanoptera	34,38	20,98	8,70	127,80	47,96
Megaloptera	0,08	0,58	0,58	0,33	0,39
Neuroptera	2,08	0,60	0,05	2,65	1,34
Coleoptera	54,48	29,75	10,48	18,33	28,26
Diptera	56,20	9,83	1,23	56,10	30,84
Trichoptera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lepidoptera	3,30	4,08	1,05	3,65	3,02
Hymenoptera	102,05	59,30	84,08	180,18	106,40
Larves indét. (holométaboles)	12,20	9,78	1,38	7,48	7,71

Tableau 11 - Densités moyennes (individus / m²) des hémiptères récoltés par thermo-nébulisation en forêt sclérophylle au cours des 4 échantillonnages trimestriels (surface échantillonnée par saison : 40 x 1 m²).

HEMIPTERA	30.vi.92	06.x.92	05.i.93	14.iv.93	Moyenne annuelle
Cixiidae	0,28	0,23	0,10	1,85	0,61
Delphacidae	2,25	2,53	0,25	0,63	1,41
Fulgoridae	1,08	2,68	4,20	1,23	2,29
Achilidae	0,00	0,18	0,03	0,00	0,05
Ricaniidae	0,00	0,05	0,00	0,13	0,04
Flatidae	0,10	0,03	0,05	0,78	0,24
Nogodinidae	0,10	0,00	0,00	0,40	0,13
Cicadellidae	27,75	30,65	2,38	29,80	22,64
Psyllidae	8,93	3,20	0,58	37,48	12,54
Aphididae	0,03	0,05	0,20	0,08	0,09
Aleyrodidae	0,33	4,50	0,10	4,45	2,34
Diaspididae	0,15	1,00	1,10	0,35	0,65
Margarodidae	0,45	0,18	0,15	1,40	0,54
Homoptera juv.	2,00	2,55	0,78	17,63	5,74
Dipsocoridae	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01
Schizopteridae	0,00	0,03	0,00	0,00	0,01
Anthocoridae	1,98	1,38	0,78	2,63	1,69
Miridae	1,83	0,43	0,00	5,83	2,02
Tingidae	8,13	1,50	0,53	1,23	2,84
Reduviidae	1,05	0,25	0,00	0,03	0,33
Aradidae	0,73	2,40	0,43	1,30	1,21
Coreidae	0,03	0,03	0,00	0,00	0,01
Lygaeidae	0,53	1,40	0,15	0,28	0,59
Plataspidae	0,05	0,00	0,00	0,00	0,01
Pentatomidae	0,85	0,05	0,00	0,05	0,24
Heteroptera juv.	9,75	4,48	0,78	11,25	6,56

Tableau 12 - Densités moyennes (individus / m²) des coléoptères récoltés par thermo-nébulisation en forêt sclérophylle au cours des 4 échantillonnages trimestriels (surface échantillonnée par saison : 40 x 1 m²).

COLEOPTERA	30.vi.92	06.x.92	05.i.93	14.iv.93	Moyenne annuelle
Ptiliidae	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01
Scydmaenidae	0,13	0,48	0,13	0,30	0,26
Staphylinidae	1,10	0,03	0,35	0,45	0,48
Pselaphidae	0,35	0,15	0,03	0,00	0,13
Scarabaeidae	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Elateridae	0,00	0,00	0,05	0,03	0,02
Eucnemidae	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03
Cantharidae	0,00	0,05	0,00	0,08	0,03
Melyridae	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01
Dermestidae	0,08	0,18	0,18	0,53	0,24
Anobiidae	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
Bostrychidae	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
Trogossitidae	0,00	0,00	0,13	0,03	0,04
Cleridae	0,00	0,08	0,00	0,08	0,04
Nitidulidae	2,55	0,23	0,00	0,33	0,78
Cucujidae	0,35	0,25	0,20	0,10	0,23
Phycosecidae	0,03	0,00	0,00	0,08	0,03
Propalticidae	0,10	0,00	0,00	0,00	0,03
Languridae	1,70	0,50	0,13	0,15	0,62
Erotylidae	0,00	0,10	0,00	0,03	0,03
Phalacridae	11,43	0,18	0,08	0,68	3,09
Cerylonidae	0,00	0,10	0,00	0,13	0,06
Corylophidae	3,78	7,13	1,13	1,18	3,30
Coccinellidae	5,05	3,18	0,45	0,88	2,39
Merophysiidae	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01
Lathridiidae	3,05	0,45	0,05	0,13	0,92
Ciidae	0,88	3,40	0,85	0,58	1,43
Mycetophagidae	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01
Colydiidae	0,35	0,65	1,18	0,78	0,74
Tenebrionidae	0,15	0,60	0,85	0,75	0,59
Salpingidae	0,10	0,05	0,08	0,00	0,06
Melandryidae	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
Scraptiidae	0,00	0,15	0,00	0,00	0,04
Mordellidae	0,05	0,00	0,00	0,20	0,06
Oedemeridae	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
Aderidae	0,03	0,35	0,15	0,28	0,20
Cerambycidae	2,55	1,78	0,48	3,28	2,02
Bruchidae	3,48	0,00	0,00	0,25	0,93
Chrysomelidae	4,03	1,95	0,20	1,55	1,93
Anthribidae	1,30	1,08	1,23	1,90	1,38
Attelabidae	0,70	0,00	0,00	0,03	0,18
Curculionidae	9,00	4,78	1,63	2,43	4,46
Scolytidae	2,18	1,83	0,95	0,85	1,45

FEUX DE BROUSSE ET INVASION DES MILIEUX DU DOMAINE SCLEROPHYLLE PAR LA FOURMI PIONNIERE *WASMANNIA AUROPUNCTATA* (ROGER).

Hervé JOURDAN & Jean CHAZEAU

RESUME

Afin d'évaluer le rôle des feux de brousse dans l'établissement et la progression de la fourmi pionnière *Wasmannia auropunctata*, une étude des communautés de fourmis de la forêt sclérophylle et de ses formes d'altération par le feu a été menée sur la presqu'île de Pindaï entre le 20 mars et le 12 juin 1995. Huit types de végétations ont été distingués : fourré anthropique, forêt sclérophylle, gaïacs (*Acacia spirorbis*) régénérés jeunes (2 ans), gaïacs régénérés moyens (3 ans), gaïacs régénérés anciens (5 ans et plus), fourré à bois de fer *Casuarina collina*, savane arborée à niaoulis (*Melaleuca quinquenervia*), savane herbeuse. Un réseau de 157 pièges de Barber (« pitfall traps ») a été établi dans ces milieux, chaque piège restant en place pendant une semaine.

Vingt trois espèces, dont 11 sont introduites, ont été récoltées au cours de l'étude. Quelle que soit l'unité de végétation considérée, les espèces introduites et les « tramp species » sont les plus abondantes et les plus fréquentes, alors que la faune native est vestigiale. *W. auropunctata* est restreinte aux milieux les moins altérés, ou à ceux dont le couvert végétal est le plus dense (gaïacs régénérés anciens, espèces anthropiques). Ces milieux sont ceux où l'espèce, qui ne s'adapte pas aux milieux très chauds et secs et ne s'établit pas sur sol nu, trouve les conditions microclimatiques les plus favorables et une litière offrant des sites de nidification.

Contrairement à ce qui est observé pour les zones de forêt denses humides, les formes altérées par le feu ne sont pas colonisés préférentiellement par *W. auropunctata* et ne constituent pas un élément favorable à sa propagation. L'étude révèle aussi que les pistes routières peuvent jouer le rôle de barrière physiques limitant l'extension de l'envahisseur. Enfin, elle incite à une réflexion sur l'utilisation des communautés de fourmis en complément des études classiques de végétation pour l'évaluation des milieux néo-calédoniens : les fourmis apparaissent comme des indices biologiques fins de perturbation des milieux naturels.

SOMMAIRE

1 - MILIEUX SECONDAIRES, MILIEUX PRIMAIRES ET PROCESSUS D'INVASION **26**

2 - MATERIEL ET METHODES **27**

2.1. Le milieu **27**

2.1.1. Substrat, relief, végétation 27

2.1.2. Conditions climatiques pendant l'étude 27

2.1.3. Formations végétales échantillonnées 27

2.2. Méthode d'échantillonnage **28**

2.3. Traitement des données **30**

3 - RESULTATS **30**

3.1. Richesse et diversité des myrmécofaunes **30**

3.2. Caractérisation des formations végétales par leur faune **34**

3.3. Place de *Wasmannia auropunctata* dans les milieux **37**

4 - DISCUSSION **37**

4.1. Colonisation des milieux brûlés par *Wasmannia auropunctata* et rôle des milieux dégradés dans le processus d'invasion **37**

4.2. Transformation du milieu et structure de la myrmécofaune **38**

4.2.1. Rappel des principales caractéristiques de la myrmécofaune néo-calédonienne 38

4.2.2. Remplacement des espèces natives par les espèces pionnières introduites 38

4.3. Le problème *Wasmannia* **39**

4.3.1 *Wasmannia auropunctata*, envahisseur très compétitif 39

4.3.2. Facteurs pouvant expliquer la présence et le maintien de *Wasmannia* dans les milieux 39

CONCLUSION ET PERSPECTIVES **41**

REFERENCES **44**

ANNEXES **48**

L'utilisation du feu pour les besoins de l'agriculture et de l'élevage en Nouvelle-Calédonie, et la répétition des incendies incontrôlés qui affectent chaque année 3% de la surface du territoire, ont contribué à l'extension de formations végétales secondaires au détriment des formations forestières. La savane à niaoulis (*Melaleuca quinquenervia* (Cav.) S.T. Blake, Myrtacées) est ainsi aujourd'hui l'élément dominant du paysage des plaines (Jaffré et Veillon, 1991 ; Bouchet et al., 1995).

Depuis quelques années, on y observe un noircissement spectaculaire du feuillage sur de grandes étendues. Cette fumagine traduit la prolifération d'un champignon (*Meiola sp.*) sur des miellats excrétés en abondance par des Homoptères (Coccoidea principalement), dont les populations explosent en raison d'un mutualisme avec un envahisseur, la fourmi pionnière *Wasmannia auropunctata* (Roger). Présente depuis 1972 sur la côte ouest (Port Laguerre) et depuis 1974 sur la côte est (Monéo, région de Ponérihouen) (Fabres et Brown (1978), cette petite Myrmicinae localement nommée « fourmi électrique » en raison des nuisances occasionnées par sa piqûre, a aujourd'hui envahi la quasi totalité de l'archipel : la Grande Terre, les Iles Loyauté, l'Ile des Pins, et même l'île de Walpole, très isolée et inhabitée.

1 - MILIEUX SECONDAIRES, MILIEUX PRIMAIRES ET PROCESSUS D'INVASION

Originaire d'Amérique tropicale, *W. auropunctata* est une espèce pionnière qui appartient au groupe des fourmis pestes déplacées par l'homme dans la ceinture tropicale. Des caractères de peste écologique s'ajoutent à ses caractères de peste anthropique : elle peut coloniser de nouveaux milieux au détriment des faunes locales, comme on l'a déjà observé aux Galápagos (Clark et al., 1982 ; Lubin, 1984). D'abord rencontrée en Nouvelle-Calédonie dans les milieux perturbés par l'homme, cette fourmi s'étend progressivement aux milieux natifs (Guilbert et al., 1994 ; Jourdan, sous presse).

Certaines observations indiquent que les zones secondaires dégradées par les feux jouent un rôle de réservoir pour l'envahissement des biotopes encore vierges. Ainsi, la savane à niaoulis qui occupe le versant oriental du Mont Panié en dessous de 250 m est fortement envahie, et le massif forestier dense humide d'altitude semble être pénétré le long des sentiers ouverts par l'homme, jusqu'à environ 600 m. Un phénomène analogue s'observe sur les sols ultrabasiques du sud de la Grande Terre : les feux de brousse contribuent à l'extension des maquis miniers (Morat et al., 1986), *W. auropunctata* s'est installée dans plusieurs stations de ce maquis, et ce processus peut faciliter l'envahissement par la lisière des forêts denses humides, comme on l'observe aux Monts Koghis (Jourdan, en prep.).

Particulièrement sensible aux feux, la forêt du domaine sclérophylle néo-calédonien est le milieu primaire le plus menacé de disparition. Cet écosystème ne se rencontre qu'aux altitudes inférieures à 300m quand la pluviométrie n'excède pas 1100 mm par an. Il est réduit aujourd'hui à des reliques, qui couvrent moins de 3% de sa surface initiale et qui sont plus ou moins dégradées par le feu, le pâturage, ou les défrichements (Bouchet et al., 1995). La conservation de sa flore et de sa faune constitue donc un enjeu majeur pour la préservation de la biodiversité néo-calédonienne, et la menace que constitue son envahissement par *W. auropunctata* est très sérieuse.

Hormis l'évidence de cette invasion, on ne dispose cependant encore que de peu d'éléments précis (Guilbert et al., 1994). Nous avons donc voulu tester l'hypothèse que l'altération du milieu par le feu est un facteur favorable à l'extension de *W. auropunctata* dans le domaine sclérophylle de Nouvelle-Calédonie. Nous avons réduit cette hypothèse à 2 questions :

- *W. auropunctata* colonise-t-elle rapidement les formes dégradées par le feu en domaine sclérophylle ?
- les zones dégradées par les feux constituent-elles des réservoirs potentiels pour l'envahissement des forêts sclérophylles voisines peu ou pas dégradées ?

2 - MATERIEL ET METHODES

2.1. Le milieu

2.1.1. Substrat, relief, végétation

L'étude a été menée sur la presqu'île de Pindaï, commune de Pouembout, sur la côte ouest de la Nouvelle-Calédonie. Le substrat est formé de calcaires et conglomérats, avec de nombreux recouvrements de péridotites de faible épaisseur. Le relief est fait de plateaux bas et de vallons. Les reliques forestières occupent généralement le flanc de vallons en pente modérée. Cette presqu'île, bien qu'inhabitée, a subi d'intenses dégradations par le feu et on y rencontre toutes les formations végétales du domaine sclérophylle. On reconnaît des parcelles de forêt sclérophylle *sensu stricto*, des lambeaux forestiers secondaires, des formations dérivées (fourrés fermés à gaïacs, *Acacia spirorbis* La Bill., Mimosoidées ; fourrés sclérophylles ouverts), et des formations de substitution : savane herbeuse, savane arborée à bois de fer (*Casuarina collina* Poisson, Casuarinacées), savane arborée à niaoulis (Jaffré et Veillon, 1991). Des travaux précédents (Guilbert et al., 1994) ont révélé l'envahissement de certaines reliques sclérophylles de la presqu'île par *W. auropunctata*.

Chacune de ces formations est une expression de l'évolution du milieu sous l'influence des feux de brousse. Leur diversité permet d'évaluer la réponse des communautés de fourmis à cette perturbation, d'y observer la place occupée par l'envahisseur *W. auropunctata* et, dans une certaine mesure, de suivre la recolonisation du milieu en liaison avec la fréquences de passage des feux.

2.1.2. Conditions climatiques pendant l'étude

L'étude a été menée entre le 20 mars et 12 juin 1995. Le tableau 1 résume les conditions climatiques pendant la période de l'année concernée.

Tableau 1 - Conditions météorologiques de la station de Népoui pendant la période d'étude (source Météo France, 1996)

	Mars 1995	Avril 1995	Mai 1995	Juin 1995
Températures moyennes (°C)				
Min.	23,0	21,5	18,6	17,0
Max.	29,5	27,6	25,8	24,4
Précipitations (mm)	179,8	111,8	19	34,8

2.1.3. Formations végétales échantillonnées

L'effort d'échantillonnage a été concentré sur l'extrémité de la presqu'île, région où existent encore des parcelles de forêt sclérophylle. Dans le cadre de l'étude, 8 types de formations végétales correspondant au milieu natif et à ses formes de dégradations ont été identifiés.

1) Forêt sclérophylle à faciès littoral plus ou moins marqué

2) Formation monospécifique à gaïacs, régénérée 2 ans après le passage du feu : formation ouverte d'arbustes buissonants non continus, d'une hauteur variant de 1 m à 1,5 m, sol nu, présence d'individus calcinés morts

3) Formation monospécifique à gaïacs, 3 ans après le passage du feu : formation ouverte d'arbustes buissonants non continus, d'une hauteur variant de 1,7 m à 2,1 m, sol quasi-nu, avec présence d'individus calcinées morts

4) Formation à gaïacs, plus de 5 ans après le feu : très forte dominance ou quasi-monopole du gaïac, fourré fermé, arbustes >3,5m, litière recouvrante et canopée recouvrante

5) Savane arborée à niaoulis, avec couvert herbacé plus ou moins dense

6) Savane herbeuse : couvert herbacé dense et haut, plus ou moins parsemé de jeunes bois de fer qui ne dépassent pas la strate herbacée

7) Formation à Bois de Fer : formation ouverte avec arbustes épars, sol nu, présence d'individus calcinés morts

8) Formation anthropique plus ou moins fermée : parfois fourré forestier avec essences sclérophylles, bois de fer et gaïacs fréquents ; parfois niaoulis épars avec une strate herbacée plus ou moins continue ; cette formation est toujours caractérisée par une dominance d'espèces introduites (*Leucaena leucocephala, Lantana camara, Passiflora suberosa*...)

Toutes les formations, à l'exception des parcelles sclérophylles et celles de gaïacs anciens, ont été ravagées par les feux de janvier et décembre 1992, qui ont couru sur une surface de 1880 hectares (Papineau 1994). En dehors des formations à gaïacs, il n'a pas été possible de dater le passage du feu.

Dans la suite de l'étude, on considère que les formations à gaïacs constituent une série secondaire évoluant vers le retour à l'état « forêt » initial (chronoséquence). Les autres formations sont des formes d'altération durable du milieu sclérophylle, et leur évolution vers la forme native est peu probable (Jaffré et Veillon, 1991). La dernière catégorie (formation anthropique) est la moins homogène quant à l'ouverture du milieu, la hauteur de la canopée, son recouvrement, et la densité du couvert herbacé.

2.2. Méthode d'échantillonnage

La myrmécofaune a été échantillonnée au sol avec des pièges d'interception du type « pièges de Barber » (« pitfall traps », Southwood, 1978). Cette méthode est largement répandue pour l'étude des communautés de fourmis (Greenslade et Greenslade 1971, Greenslade, 1973, Andersen, 1990, 1991a, Majer, 1983, Room, 1975). Comme le souligne York (1994), elle n'est pas exhaustive et ne donne qu'une image incomplète de la myrmécofaune. Toutefois, elle est la plus efficace en terme d'effort par site et permet de multiplier les observations synchrones.

Chaque piège est constitué d'un pot en matière plastique (diamètre à l'ouverture : 6.5 cm, hauteur : 7 cm). Afin de limiter la contamination du contenu du piège par des débris végétaux, ou sa mise hors service après remplissage par les eaux de pluie, on met en place un couvercle de protection constitué par une demi boîte de pétri en matière plastique supportée par 2 pieds en fil de fer fin, mais rigide (fig. 1). Pour limiter la perturbation du milieu, chaque pot est enfoui dans le sol à l'aide d'un emporte-pièce (diamètre : 6,8 cm). Chaque piège est partiellement rempli d'une solution de di-éthylène-glycol (antigel du commerce) additionnée de 2% de formol (formaldéhyde). Le di-éthylène-glycol est choisi de préférence à d'autres solutions (eau, alcool, formol) car il est très peu volatil, donc peu attractif ou répulsif pour la faune (Adis, 1979, Greenslade et Greenslade, 1971).

Le dispositif de piégeage est mis en place à partir des reliques de forêt sclérophylle, en utilisant les pistes qui parcourent l'extrémité de la presqu'île. Le réseau comprend 157 stations (1 piège par station) réparties selon une maille lâche (fig. 2). Les stations sont distantes de 300 à 500 m en fonction des formations végétales rencontrées. Chaque piège reste en place pendant une semaine : cette durée a été choisie après des essais préliminaires portant sur des périodes de 3, 5, 7 et 14 jours, qui ont montré que toute l'information (nombre d'espèces) était obtenue dès 7 jours.

Fig. 1 - Piège du type « Pot de Barber » (pitfall trap) utilisé lors de l'étude

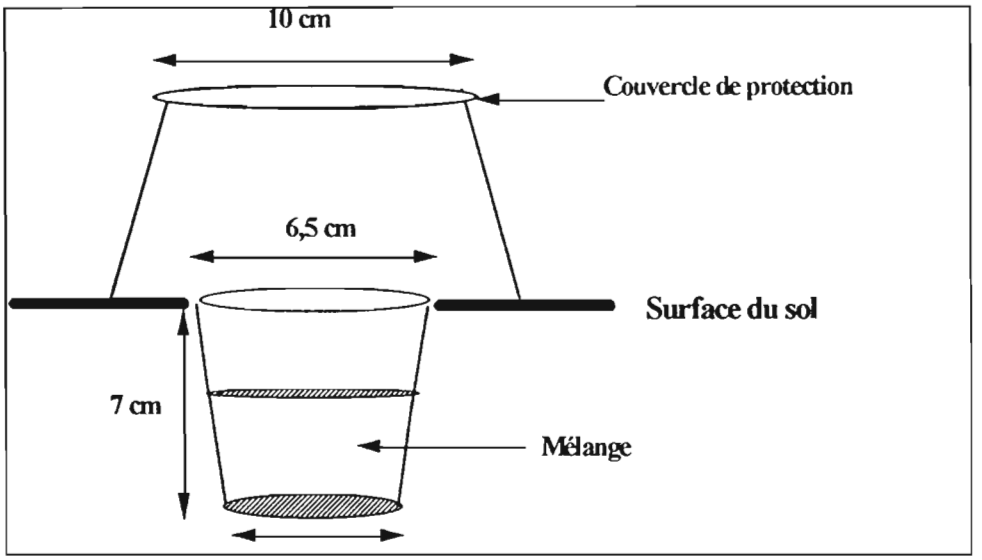
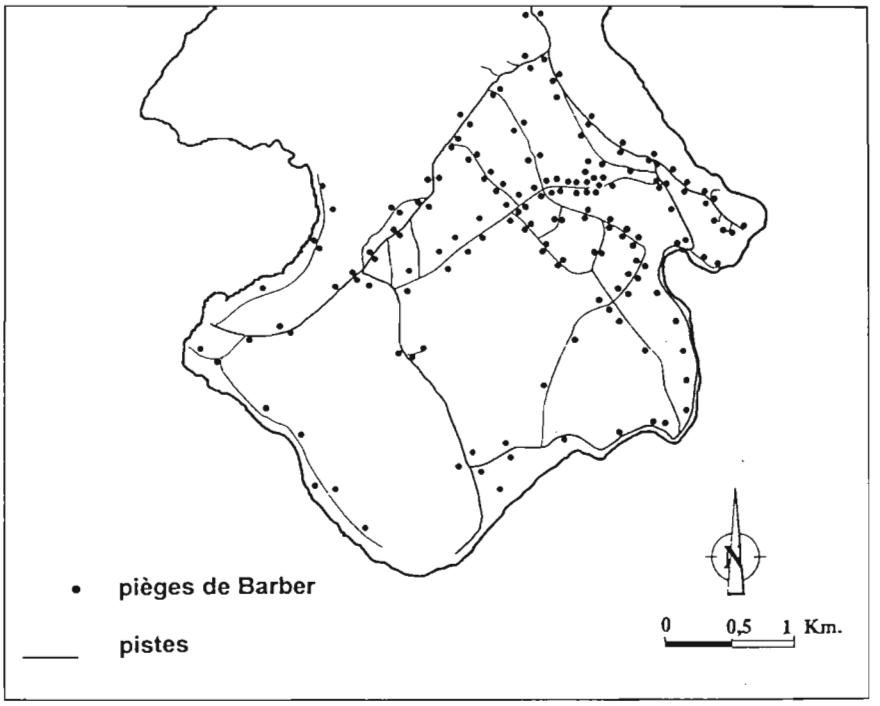


Fig 2 - Dispositif de piégeage sur la presqu'île de Pindaï



2.3. Traitement des données

Au laboratoire, les récoltes contaminées par des débris végétaux et de la terre sont rincées et conservées dans de l'éthanol à 95° pour identification ultérieure. Le contenu de chaque pot est examiné à la loupe binoculaire, et la faune myrmécologique capturée est identifiée à l'espèce. Les clefs de détermination utilisées pour la reconnaissance des genres sont celles publiées par Bolton (1995) pour la zone australienne. La plupart des espèces ont pu être identifiées par comparaison d'une collection de référence avec celle de l'Australian National Insect Collection (ANIC), conservée au CSIRO, Canberra. L'identification à l'espèce n'a pas été possible pour certains spécimens en raison de l'absence d'individus de référence dans l'ANIC et du manque de révisions taxonomiques régionales pour les genres concernés (en particulier *Monomorium* (*Chelaner*) et *Pheidole*).

Les données sur les espèces capturées sur chaque station sont regroupées par milieu. La structure sociale des fourmis rend difficile l'interprétation des données d'abondance : des captures nombreuses dans un piège peuvent être liées à la proximité immédiate d'une fourmilière. Les données d'occurrence des espèces dans les milieux, rassemblées dans des tableaux de contingence (8 milieux x 23 espèces de fourmis) ont été soumises à une analyse factorielle des correspondances. Deux tableaux ont été traités : celui des fréquences absolues, chaque occurrence dans un piège installé dans le milieu comptant (+1) pour ce milieu ; et celui des fréquences relatives, pour tenir compte de l'effort d'échantillonnage, puisque le nombre de stations diffère d'un milieu à l'autre. L'analyse a été réalisée à l'aide des modules du logiciel ADE 4.0 (Thioulouse et al., 1997).

3 - RESULTATS

3.1. Richesse et diversité des myrmécofaunes

Cette étude nous a permis de récolter plusieurs milliers d'individus de l'envahisseur *W. auropunctata* et 3179 spécimens appartenant à 22 autres espèces. Parmi elles, 12 sont natives ou endémiques (tableau 2). Le statut de chaque espèce est établi d'après Wilson et Taylor (1967) et Taylor (1987). L'étude révèle la présence en Nouvelle-Calédonie *de Q. emmae* et de *C. emeryi*, espèces pan-tropicales largement distribuées dans le Pacifique et déplacées par l'homme (Wilson et Taylor, 1967). Il est probable que les espèces que nous appelons ici *Iridomyrmex cf bicknelli* et *Tapinoma sp.* sont nouvelles pour la science (Shattuck, comm. pers., 1996).

Les fréquences et les abondances relatives de chaque espèce dans les différents biotopes explorés sont présentées respectivement dans les tableaux 3 et 4.

Les fourmis introduites sont les plus fréquentes et les plus abondantes dans chacun des milieux visités, y compris dans la formation sclérophylle où on observe 9 des 11 espèces introduites. Parmi elles, cinq espèces colonisent les 8 milieux *: B. obscurior, C. emeryi, P. longicornis, S. geminata* et *T. simillimum*. *B. obscurior* est l'espèce la plus fréquente, quelle que soit la formation considérée.

La faune autochtone est beaucoup plus discrète : elle est réduite parfois à une seule espèce, comme dans les formations anthropiques avec *P. foreli* , en savane non arborée avec *O. sodalis,* ou encore dans les fourrés à gaïacs de 3 ans avec *I. cf bicknelli*. A l'échelle de la presqu'île, la faune locale apparaît vestigiale dans la plupart des biotopes dégradés (1 à 4 espèces présentes, contre 7 dans les parcelles sclérophylles). D'une manière générale, les espèces natives sont peu fréquentes et toujours peu abondantes. Contrairement aux fourmis introduites, elles montrent une faible capacité de colonisation des milieux : à l'exception de *P. vaga* et *O. simillimus*, elles se rencontrent au plus dans 2 biotopes. *I.*

calvus, O. sodalis, P. luteipes, P. foreli nigriventris et *Tapinoma sp.* n'ont chacune été capturée que dans un seul milieu.

Tableau 2 - Espèces de fourmis récoltées dans les formations du domaine sclérophylle

Dolichoderinae : 4 espèces		
Iridomyrmex calvus	Emery, 1914	endémique
Iridomyrmex sp.(cf bicknelli)	n. sp.	endémique
Tapinoma melanocephalum	(Fabricius), 1793	introduite
Tapinoma sp.	n. sp. (?)	endémique
Formicidae : 8 espèces		
Anoplolepis longipes	(Jerdon), 1851	introduite
Brachymyrmex obscuriror	(Forel), 1893	introduite
Paratrechina foreli	Emery, 1914	endémique
Paratrechina foreli nigriventris	Emery, 1914	endémique
Paratrechina longicornis	(Latreille), 1802	introduite
Paratrechina vaga	(Forel), 1901	native
Plagiolepis alluaudi	(Emery), 1894	introduite
Polyrachis guerini	Roger, 1863	native
Myrmicinae : 10 espèces		
Cardiocondyla emeryi	Forel, 1881	introduite
Monomorium floricola	(Jerdon), 1851	introduite
Monomorium sp.		endémique
Oligomyrmex sodalis	(Emery), 1914	endémique
Pheidole luteipes	Emery, 1914	endémique
Pheidole sp.		endémique
Quadristrumma emmae	(Emery), 1890	introduite
Solenopsis geminata	(Fabricius), 1804	introduite
Tetramorium simillimum	(Smith F.), 1851	introduite
Wasmannia auropunctata	(Roger), 1863	introduite
Ponerinae : 1 espèce		
Odontomachus simillimus	Smith F., 1858	native

D'une manière générale, quelle que soit le milieu considéré sur la presqu'île, on observe plus d'espèces introduites que d'espèces natives (fig. 3).

La richesse et la diversité myrmécologiques de chaque milieu sont résumées dans le tableau 5 (indice de Margaleff et indice de Shannon). La forêt sclérophylle et le fourré à gaïacs de plus de 5 ans montrent la plus forte richesse spécifique, alors que les fourrés à gaïacs de 2 et 3 ans sont les plus pauvres. Les indices de diversité de Margaleff et de Shannon classent les milieux d'une manière

identique : la forêt sclérophylle possède la faune la plus diverse, la formation à gaïacs de 2 ans la moins diverse bien qu'elle ne soit pas la moins riche (9 espèces contre 7 pour celle de 3 ans). Les formes les plus récemment dégradées par le feu sont donc les formations les moins riches et les moins diversifiées. Les stades ultimes de dégradation de la forêt sclérophylle (savane à niaoulis et savane herbacée) ont une faune myrmécologique plus riches et plus diversifiée que les formations incendiées récemment.

Tableau 3 - Fréquence relative des espèces dans les milieux étudiés (nombre d'occurrences / nombre de stations dans le milieu)

	Fourré anthropique	Forêt sclérophyll	Gaïacs 2 ans	Gaïacs 3 ans	Gaïacs 5 ans	Fourré à bois de fer	Savane à niaoulis	Savane
Nombre de stations (pièges)	25	25	29	13	17	16	14	18
Anoplolepis longipes	0,12	0,20	0,00	0,23	0,18	0,13	0,00	0,06
Brachymyrmex obscurior	0,64	0,32	0,83	0,69	0,82	0,88	0,86	0,83
Cardiocondyla emeryi	0,28	0,32	0,34	0,23	0,65	0,75	0,64	0,33
Iridomyrmex calvus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00
Iridomyrmex cf bicknelli	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,06	0,00	0,00
Monomorium floricola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,17
Monomorium sp.	0,00	0,04	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
Odontomachus simillimus	0,00	0,16	0,03	0,00	0,06	0,00	0,07	0,00
Oligomyrmex sodalis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
Paratrechina foreli	0,08	0,12	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Paratrechina foreli nigriventris	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Paratrechina longicornis	0,16	0,08	0,24	0,31	0,29	0,44	0,57	0,22
Paratrechina vaga	0,00	0,04	0,03	0,00	0,00	0,00	0,14	0,11
Pheidole luteipes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
Pheidole sp.	0,00	0,04	0,10	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00
Plagiolepis alluaudi	0,00	0,08	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
Polyrachis guerini	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,06	0,07	0,00
Quadristruma emmae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,07	0,00
Solenopsis geminata	0,28	0,24	0,07	0,08	0,12	0,25	0,07	0,67
Tapinoma melanocephalum	0,04	0,04	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,17
Tapinoma sp.	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tetramorium simillimum	0,08	0,60	0,07	0,15	0,29	0,13	0,21	0,11
Wasmannia auropunctata	0,28	0,32	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	0,00

Le tableau 6 permet de comparer les 8 myrmécofaunes. D'une façon générale, elles présentent peu de similarités. Les milieux les plus similaires sont : la savane à niaoulis et le fourré à gaïacs de 2 ans (Ij = 0,66) ; le fourré à bois de fer et le fourré à gaïacs de 3 ans (Ij = 0,6). Les milieux les plus différents sont la forêt sclérophylle et le fourré à gaïacs de 3 ans (Ij = 0,33) ; la savane à niaoulis et le fourré anthropique ou le fourré à gaïacs de plus de 5 ans (Ij = 0,33 dans les deux cas).

Si l'on compare la structure taxonomique de la myrmécofaune du périmètre de Pindaï à celle de la Nouvelle-Calédonie (fig. 4), on note une sur-représentation des Formicinae et Myrmecinae au détriment des Ponerinae. Cette différence est en relation directe avec l'abondance des fourmis

introduites sur la presqu'île, qui appartiennent principalement à ces 2 sous-familles. Cet ensemble de fourmis représente près de 50% de la myrmécofaune de Pindaï, alors qu'il représente seulement 20% de la myrmécofaune néo-calédonienne.

Fig. 3 - Espèces introduites et autochtones pour chaque unité de végétation échantillonnée.

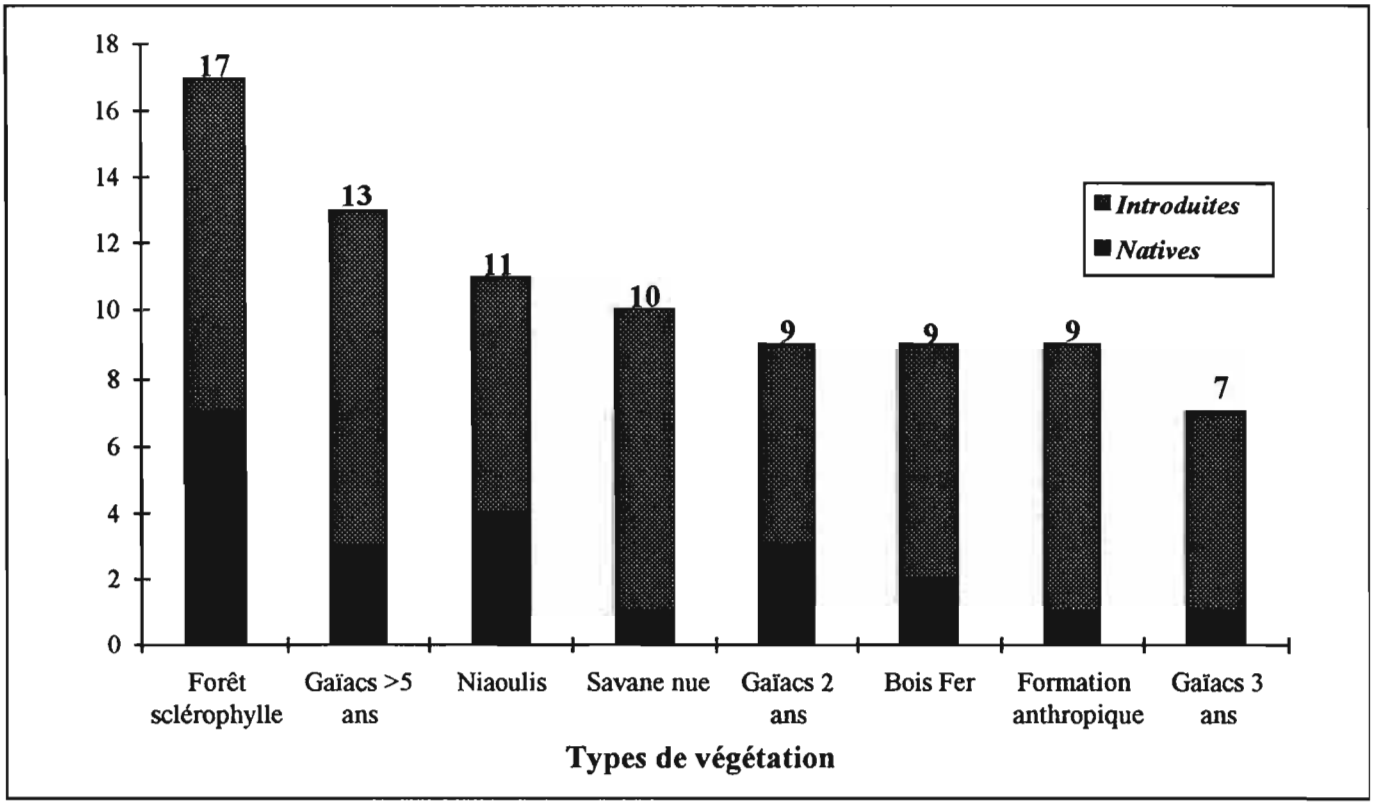


Fig. 4 - Comparaison de la myrmécofaune néo-calédonienne et de celle du domaine sclérophylle

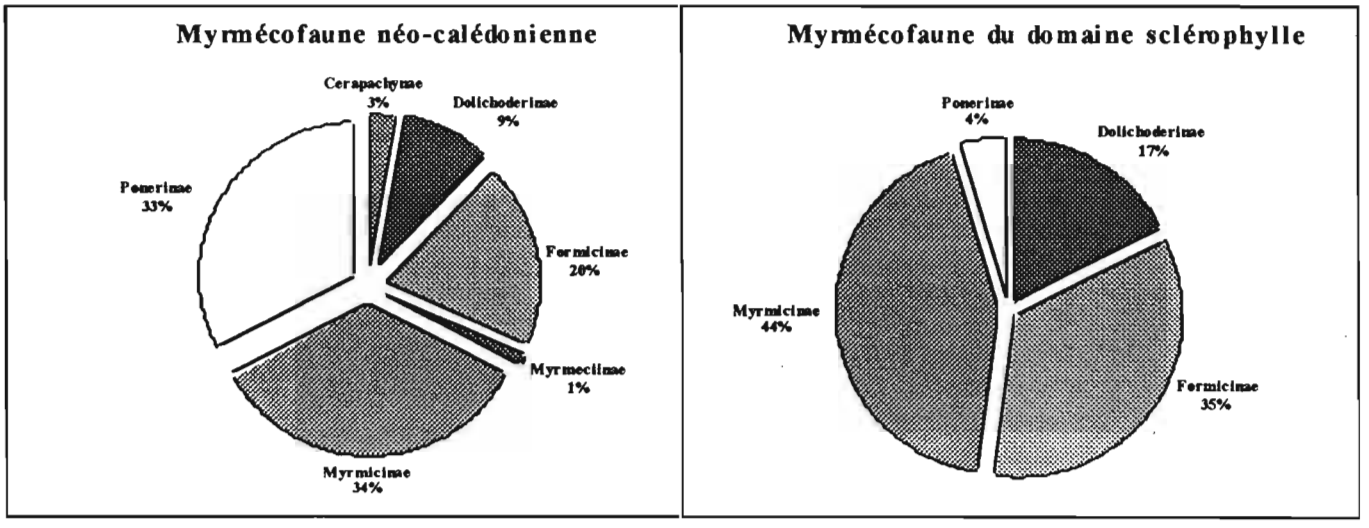


Tableau 4 - Abondance relative des espèces dans les milieux étudiés (nombre d'individus / nombre de stations dans le milieu)

	Fourré anthropique	Forêt sclérophylle	Gaïacs 2 ans	Gaïacs 3 ans	Gaïacs 5 ans	Fourré à bois de fer	Savane à niaoulis	Savane
Nombre de stations (pièges)	25	25	29	13	17	16	14	18
Anoplolepis longipes	0,12	7,44	0,00	9,15	6,65	1,25	0,00	0,06
Brachymyrmex obscurior	3,96	1,80	6,62	2,00	7,00	5,19	12,14	3,61
Cardiocondyla emeryi	0,64	1,40	1,59	1,38	3,47	4,38	2,21	1,11
Iridomyrmex calvus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,00
Iridomyrmex cf bicknelli	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,13	0,00	0,00
Monomorium floricola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	1,83
Monomorium sp.	0,00	0,04	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
Odontomachus simillimus	0,00	0,20	0,03	0,00	0,06	0,00	0,07	0,00
Oligomyrmex sodalis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
Paratrechina foreli	0,08	0,28	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Paratrechina foreli nigriventris	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Paratrechina longicornis	0,36	0,48	1,03	0,77	35,76	1,81	26,93	0,61
Paratrechina vaga	0,00	0,08	0,03	0,00	0,00	0,00	0,36	0,22
Pheidole luteipes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00
Pheidole sp.	0,00	0,08	0,48	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00
Plagiolepis alluaudi	0,00	0,08	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
Polyrachis guerini	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,06	0,07	0,00
Quadristruma emmae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,07	0,00
Solenopsis geminata	1,76	0,92	0,34	0,08	0,12	3,56	0,07	3,94
Tapinoma melanocephalum	0,08	0,04	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,22
Tapinoma sp.	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tetramorium simillimum	0,16	5,88	0,38	0,15	1,76	0,75	0,29	0,56
Wasmannia auropunctata	320,96	608,84	0,00	0,00	185,47	0,00	0,00	0,00

3.2. Caractérisation des formations végétales par leur faune

L'analyse factorielle des correspondances fournit les mêmes résultats pour les fréquences absolues et relatives. Ce sont ces dernières que l'on retiendra ici. Les 4 premiers facteurs expliquent 85 % de l'inertie totale (respectivement 35, 25, 16 et 9 %). Les figures 5 et 6 représentent la projection simultanée des milieux et des espèces sur les 2 premiers plans factoriels. Les codes des milieux et des espèces sont donnés en annexe, ainsi que leurs contributions (analyse d'inertie).

L'axe 1 oppose la forêt sclérophylle, le fourré anthropique et les gaïacs anciens à tous les autres milieux. La forêt sclérophylle et la savane à niaoulis contribuent le plus à la constitution de cet axe (61 % et 14 % respectivement). Parallèlement, *W. auropunctata* (restreinte aux 3 premiers milieux), *T. simillimum* et *P. longicornis* sont les espèces qui contribuent le plus à la constitution de cet axe.

L'axe 2 isole la savane de la plupart des autre milieux et en particulier de la savane arborée, (contributions respectives de 62% et 27%). Parallèlement, *S. geminata*, *T. melanocephalum*, (fréquence élevée dans les savanes), *M. floricola* et *O. sodalis* (rares) sont les espèces qui contribuent le plus à ce facteur.

Tableau 5 - Richesse et diversité des milieux mesurées sur leur faune myrmécologique (a diversité)

Milieu	Richesse spécifique	Indice de Margalef	Indice de Shannon	Equitabilité de Shannon
Fourré anthropique	9	2,636	2,763	0,872
Forêt sclérophylle	17	3,430	3,597	0,880
Gaïacs régénérés jeunes (2 ans)	9	2,151	2,277	0,718
Gaïacs régénérés moyens (3 ans)	7	2,332	2,441	0,869
Gaïacs régénérés anciens (5 ans et plus)	13	2,991	3,113	0,841
Fourré à bois de fer	9	2,455	2,548	0,804
Savane arborée à niaoulis	11	2,726	2,833	0,819
Savane non arborée	10	2,689	2,795	0,841

Tableau 6 - Similitude des milieux évaluée d'après leur faune myrmécologique (b diversité, selon l'indice de Jaccard)

	Fourré anthropique	Forêt sclérophylle	Gaïacs 2 ans	Gaïacs 3 ans	Gaïacs 5 ans	Fourré à bois de fer	Savane à niaoulis	Savane
Fourré anthropique	1	0,53	0,5	0,6	0,57	0,5	0,33	0,58
Forêt sclérophylle	0,53	1	0,53	0,33	0,58	0,37	0,47	0,43
Gaïacs régénérés jeunes (2 ans)	0,5	0,53	1	0,45	0,38	0,38	0,66	0,58
Gaïacs régénérés moyens (3 ans	0,6	0,33	0,45	1	0,43	0,6	0,38	0,54
Gaïacs régénérés anciens (5 ans et plus)	0,57	0,58	0,38	0,43	1	0,38	0,33	0,53
Fourré à bois de fer	0,5	0,37	0,38	0,6	0,38	1	0,54	0,46
Savane arborée à niaoulis	0,33	0,47	0,66	0,38	0,33	0,54	1	0,4
Savane non arborée	0,58	0,43	0,58	0,54	0,53	0,46	0,4	1

Sur l'axe 3, la savane, la savane arborée et la forêt se trouvent opposées à tous les autres milieux, ce qui peut être mis en relation avec la présence commune de *P. vaga*, et les contributions d'espèces rares, en particulier *Tapinoma sp.*, *I. calvus* et *I. sp. cf bicknelli*. On observe que cette répartition pourrait correspondre à l'opposition de milieux stables (la forêt sclérophylle représentant le milieu natif, les savanes les stades ultimes de dégradation) opposés à des milieux en évolution.

L'axe 4 oppose les gaïacs anciens et les gaïacs de 3 ans : ceci est à rapprocher de la présence forte de *W. auropunctata* dans le premier milieu, et de l'occurrence de *P. luteipes* et *Monomorium sp.*, par opposition à *I. sp. cf bicknelli*.

L'analyse permet donc une assez bonne caractérisation des milieux par leur myrmécofaune.

Fig. 5 - Analyse factorielle des correspondances : projection des milieux et des espèces sur le 1er plan factoriel (axes 1 et 2). Codes des milieux et des espèces en annexe.

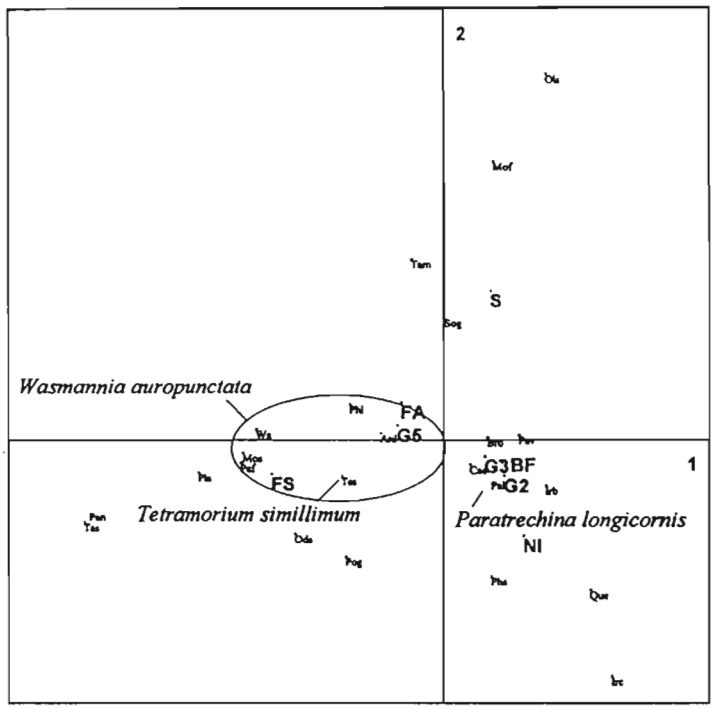
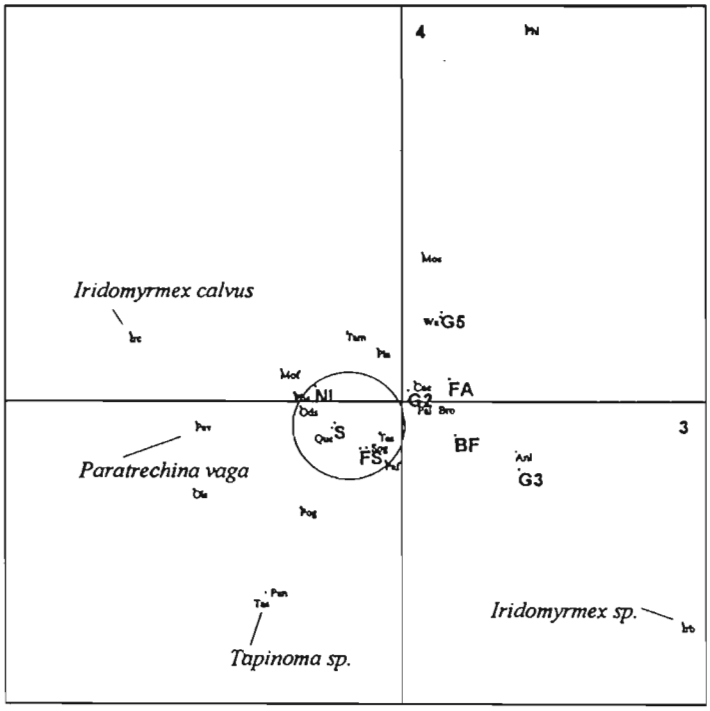


Fig. 6 - Analyse factorielle des correspondances : projection des milieux et des espèces sur le 2 ème plan factoriel (axes 3 et 4). Codes de milieux et des espèces en annexe.



3.3. Place de *Wasmannia auropunctata* dans les milieux

W. auropunctata n'est pas la fourmi dominante sur la presqu'île. Elle n'a été rencontrée que dans 20 pièges et dans 3 unités de végétation : la forêt sclérophylle (8 occurrences), les formations anthropiques (7 occurrences) et les gaïacs âgés de plus de 5 ans (5 occurrences). Pour ces 3 milieux, sa fréquence est de 0,3. Dans le domaine sclérophylle, la répartition de la fourmi électrique est donc restreinte aux stades anciens de la chronoséquence après le feu, et aux éléments dominés par la flore introduite. On note que ces milieux correspondent aux unités de végétation les plus fermées.

Lorsque peu de *Wasmannia* (moins de 100 individus) sont présentes dans les captures (8 cas), on observe la présence d'autres espèces, qui sont toutes des espèces introduites (à l'exception d'1 spécimen de *P. guerini*) : *A. longipes*, *B. obscurior*, *C. emeryi*, *M. floricola*, *S. geminata*, *T. simillimum*. Les effectifs de ces espèces sont toujours faibles (moins de 8 individus). Par contre, lorsque les effectifs de *Wasmannia* capturés sont supérieurs à 1000 individus (12 cas) on ne trouve qu'à 3 reprises des spécimens d'autres fourmis : *B. obscurior* (3 fois, de 1 à 3 individus), *S. geminata* (1 individu) et *C. emeryi* (1 individu).

L'abondance relative moyenne de *Wasmannia* est 6 à 80 fois supérieure à celles des autres espèces dans les mêmes conditions de milieu. La densité de nids observés au sol est très forte. Des comptages de fourmilières effectués dans 20 quadrats d'1m² relevés au hasard sur une parcelle de forêt sclérophylle, donnent une moyenne de 3,65 ± 1,35 nids/m² (extrêmes : 2 à 6 nids par m²). Lorsque les conditions lui sont favorables, *W. auropunctata* tend donc à saturer le milieu.

Dans la chronoséquence après feu, on observe une moindre diversité des espèces de fourmis lorsque *W. auropunctata* est présente dans la succession. Elle tend alors à occuper le biotope de façon quasi exclusive puisque, à l'exception de *B. obscurior* qui paraît la plus tolérante, aucune espèce de fourmi ne semble cohabiter avec des populations abondantes de *Wasmannia*.

4 - Discussion

4.1. Colonisation des milieux brûlés par *Wasmannia auropunctata* et rôle des milieux dégradés dans le processus d'invasion

Le feu a une action très perturbante sur les communautés de fourmis : il y a une chute importante tant d'un point de vue de la diversité que de la richesse spécifique dans les formations les plus récemment touchées par les incendies. L'observation de la chronoséquence post-feu montre que le nombre d'espèces chute dans les formations les plus récemment incendiées, pour ensuite augmenter et atteindre un maximum dans les parcelles sclérophylles. L'impact du feu semble beaucoup plus important que dans le domaine sclérophylle australien, où la période qui suit l'incendie offre une plus grande richesse en fourmis que les stades plus évolués de la chronoséquence (York, 1994; Jackson et Fox, 1996).

W. auropunctata est absente des milieux les plus dégradés par le feu. Son absence a été constatée dans une formation à gaïacs régénérée de 2 ans jouxtant une relique de forêt sclérophylle envahie. Il est donc clair que, dans le domaine sclérophylle étudié, *Wasmannia* ne colonise pas volontiers les milieux les plus récemment dégradés. La même observation s'applique aux formes les plus altérées de la forêt sclérophylle (savane à niaoulis et savane herbeuse). Au niveau de la presqu'île, ces 2 catégories de milieux ne contribuent pas à la progression de *Wasmannia* et ne jouent donc pas un rôle de milieux-réservoirs pour l'envahissement des formations mieux conservées. D'autres espèces de fourmis introduites se montrent beaucoup plus performantes dans la recolonisation des milieux dégradés.

Au contraire, la fourmi électrique s'observe de façon préférentielle dans les milieux les plus évolués de la chronoséquence (fourré de plus de 5 ans et forêt sclérophylle) et dans ceux fortement marquées par les espèces végétales envahissantes (faux mimosa, lantana).

4.2. Transformation du milieu et structure de la myrmécofaune

4.2.1. Rappel des principales caractéristiques de la myrmécofaune néo-calédonienne

En se fondant sur les principaux travaux concernant la myrmécofaune néo-calédonienne (Emery, 1914, Ward, 1984, Bigot et al., 1985, Taylor, 1987), on répertorie actuellement 104 espèces auxquelles s'ajoutent *C. emeryi*, *Q. emmae* et 2 espèces nouvelles (*Tapinoma sp.* et *Iridomyrmex sp.*), soit 108 espèces. Mais cet inventaire est encore très incomplet : il a été récolté au moins une quarantaine d'autres espèces (Ponerinae et Cerapachyinae en particulier), non décrites ou non signalées à ce jour en Nouvelle-Calédonie (Taylor, comm. pers).

En l'état actuel des connaissances, le taux d'endémisme est supérieur à 65 %. La faune présente de nombreux caractères primitifs, comme en témoigne la présence de la Myrmeciinae *Myrmecia apicalis*, capturée à 2 reprises seulement (Emery, 1883 ; Williams, 1945) et peut être aujourd'hui disparue, de 3 espèces de Cerapachyinae et d'au moins 34 espèces de Ponerinae. Toutes ces sous-familles ont une morphologie, une biologie et des structures sociales primitives. Trois autres sous-familles plus évoluées (Hölldobler et Wilson, 1990) sont également représentées : les Dolichoderinae, les Formicinae et les Myrmicinae. La plupart des espèces introduites par l'Homme appartiennent à ces 3 sous-familles. On compte actuellement en Nouvelle-Calédonie au moins 24 espèces introduites, parmi lesquelles *W. auropunctata*.

4.2.2. Remplacement des espèces natives par les espèces pionnières introduites

Cet inventaire de la myrmécofaune de la presqu'île de Pindaï n'est certainement pas exhaustif, l'échantillonnage au moyen de pièges de Barber conduisant à une sous-estimation des espèces rares et des espèces cryptiques. Il est cependant admis que cette méthode permet d'obtenir les caractéristiques majeures des peuplements de fourmis (Abensberg-Traun et Steven 1995, Andersen, 1991a).

La composition de la myrmécofaune de Pindaï est très différente de celle observée pour la myrmécofaune globale de la Nouvelle-Calédonie : large dominance des Myrmicinae et des Formicinae, absence des Ponerinae (à l'exception d' *O. simillimus*). Cette transformation est en relation avec la présence d'espèces introduites qui appartiennent surtout aux 2 sous-familles bien représentées à Pindaï, et au faible nombre d'espèces endémiques. Toujours rares, ces dernières sont principalement capturées dans les formes les moins récemment brûlées : elles sont les reliques de la faune originale.

Chaque formation est caractérisée par une composante myrmécologique distincte, soulignée par les indices de Jacquard et les analyses factorielles. La diversité augmente avec les progrès de la régénération : plus grande diversité pour la forêt sclérophylle et le fourré à gaïacs régénéré de plus de 5 ans, moindre diversité pour les fourré de 2 et 3 ans et le fourré à bois de fer. La diversité des formations durablement altérées (savanes) est intermédiaire.

Les espèces introduites dominent dans tous les milieux. Cette dominance peut indiquer une perturbation majeure des écosystèmes, mais sa signification fonctionnelle reste à préciser pour pouvoir évaluer le statut réel de conservation des reliques de la forêt sclérophylle.

4.3. Le problème *Wasmannia*

4.3.1 *Wasmannia auropunctata*, envahisseur très compétitif

En Nouvelle-Calédonie, moins de 25 ans ont suffi pour que *W auropunctata* envahisse la majeure partie du territoire, y compris les Loyautés et l'Ile des Pins. Or, cette petite espèce (1,5 mm pour les ouvrières) n'a qu'une faible capacité intrinsèque de dispersion : le vol nuptial n'est pas connu et l'extension du territoire est assurée par un bouturage des colonies, avec une vitesse maximale de progression de 500 m par an (Lubin, 1984). Ce mode de dissémination limite sa dispersion à longue distance, et la proximité d'une zone infestée semble être un facteur essentiel pour l'envahissement « naturel » d'un milieu. Sa propagation est donc imputable essentiellement à l'action de l'homme, qui l'introduit accidentellement au coeur de biotopes indemnes.

Mais l'espèce a bien d'autres atouts : *W. auropunctata* appartient à un groupe de fourmis pestes qualifiéees de "tramp species" ou "espèces vagabondes" (comme *A. longipes*, *T. melanocephalum*, *P. longicornis*). Ces espèces constituent un groupe fonctionnel sur la base de caractéristiques biologiques communes, qui leur permettent une grande plasticité écologique (Passera, 1994, complétant la définition de Wilson et Hölldobler, 1990, qui ne retient que l'aptitude de ces espèces à être transportées par l'Homme et à vivre à sa proximité). Ces caractéres, *a priori* favorables à l'établissement et la colonisation des milieux dégradés par *W. auropunctata* sont :

- polygynie associée à une stérilité des ouvrières (Ulloa Chacon, 1990)
- fondation dépendante avec bouturage des colonies (Ulloa Chacon, 1990)
- unicolonialité (Ulloa Chacon, 1990)
- capacité de monopoliser les ressources grâce à un recrutement de masse très rapide et continu (Meier, 1994), la présence de phéromones répulsives (Howard et al., 1982, Meier 1994) et une agressivité interspécifique exacerbée (Clark et al., 1982)
- large spectre de ressources alimentaires utilisables grâce à un régime opportuniste polyphage (Clark et al., 1982, Lubin, 1984)
- activité des ouvrières 24h/24h (Lubin, 1984)
- faible exigence pour les sites de nidification, associée à une grande mobilité des nids qui leur permet, en particulier, de bien supporter les perturbations anthropiques du milieu (Ulloa Chacon, 1990, Passera, 1994).

Ces caractéristiques permettent à *W. auropunctata* une grande réussite dans certains milieux, et l'espèce tend à saturer les biotopes où elle s'installe (Ulloa Chacon, 1990). Dans le domaine sclérophylle, ses effectifs et la densité des nids au sol peuvent être très élevés (jusqu 'à 6 nids/m²), vérifiant dans certaines parcelles l'expression utilisée par Hölldobler et Wilson (1994) pour décrire l'intensité de l'invasion aux Galapagos, « formant en maints endroits un véritable tapis vivant de fourmis ».

Ce monopole de l'espace contraste avec la situation observée dans son aire d'origine, où elle ne domine jamais les communautés forestières (0,05 a 0,13 nids/m² à Costa Rica et Panama : Tennant, 1994 ; Levin et Franks, 1982), mais où elle peut ponctuellement dominer en milieux perturbés, comme des plantations de café ou de cacao (Delabie et Fowler, 1993, Majer et al., 1994), ou en forêt dense humide à l'occasion de l'ouverture du milieu (Tennant, 1994).

4.3.2. Facteurs pouvant expliquer la présence et le maintien de *Wasmannia* dans les milieux

4.3.2.1. Compétition entre espèces

A l'échelle locale, la compétition est souvent considérée comme le principal facteur explicatif de la structure des communautés de fourmis et de leur régulation (Hölldobler et Wilson, 1990; Andersen, 1991b), surtout au cours des phénomènes de succession après perturbation (Fox et Fox, 1982, Jackson et Fox, 1996).

Etant donné, d'une part la nette dominance de *Wasmannia* quand elle est présente, et d'autre part la capacité des 5 principales espèces de la presqu'île à coloniser toutes les formations végétales, la restriction de *Wasmannia* à 3 milieux ne peut s'expliquer par le seul mécanisme de la compétition interspécifique. Et l'hypothèse d'une insuffisance en ressources trophiques dans les formations secondaires, qui pourrait limiter les capacités d'implantation de la fourmi électrique, semble très improbable en raison de son opportunisme alimentaire (Clark et al., 1982). D'ailleurs, les communautés animales des formations secondaires ont des ressources abondantes en proies, comme les psylles inféodés aux gaïacs (voir plus haut dans le rapport), homoptères très utilisés par *Wasmannia* (déjà observé aux Antilles avec *Heteropsylla cubana* Crawford (Pollard et Persad, 1991) qui est présent à Pindaï).

Dans le domaine sclérophylle, une explication réduite aux interactions biotiques interspécifiques ne semble donc pas suffisante pour comprendre la distribution de *W. auropunctata*.

4.3.2.2. Facteurs abiotiques

Comme le rappellent Dunson et Travis (1991), la présence d'une espèce dans un milieu résulte d'un équilibre entre ses capacités physiologiques à y survivre et ses capacités de compétition avec les autres espèces présentes. Un déplacement de cet équilibre avec l'évolution des conditions de milieu peut induire des inversions de dominance, notamment au cours d'une succession après perturbation (Haering et Fox, 1987).

Après les travaux de Clark et al. (1982) et de Lubin (1984) aux Galápagos, on sait que *W. auropunctata* est absente des zones les plus sèches et chaudes, ainsi que des zones les plus fraîches et humides. Meier (1994) a pu observer des fluctuations importantes dans la distribution de *W. auropunctata* à l'occasion de l'ENSO exceptionnel de 1982-1983, qui s'est traduit aux Galápagos par une pluviométrie très largement supérieure à la normale pendant 8 mois. Entre 1981 et 1991, cet auteur observé la progression et la dominance *W. auropunctata* dans des sites théoriquement arides, avant de la voir régresser et même disparaître avec un retour aux conditions climatiques habituelles, suivi de plusieurs années de sécheresse.

W. auropunctata ne supporte donc pas les conditions extrêmes de températures et d'hygrométrie. La prise en compte des différences microclimatiques entre les formations végétales de la presqu'île permet de mieux interpréter sa distribution dans le domaine sclérophylle étudié, et en particulier sa restriction à 3 milieux. Les conditions générales de sécheresse de la presqu'île (moins de 1000 mm pluie par an) sont peu propices son expansion. Les milieux où elle est capturée sont les formations les plus fermées, avec une canopée couvrante (dense en forêt, plus basse dans les gaïacs anciens, plus clairsemée dans le fourré anthropique) et une litière couvrante, ou au moins un couvert dense du sol par des graminées ou d'autres adventices (*Lantana camara* ou *Leucena leucocephala* dans les formations anthropiques). Cette couverture végétale atténue les fluctuations micro-climatiques, alors que température et hygrométrie varient brutalement dans les zones brûlées et les savanes. Les 3 années consécutives de sécheresse exceptionnelle subies par la Nouvelle-Calédonie en 1993, 1994 et 1995 ont pu encore accentuer cette distribution de *Wasmannia* sur la presqu'île.

4.3.2.3. Disponibilité en micro-habitats

Greenslade et Greenslade (1977) et Andersen (1986) ont noté l'influence du taux de recouvrement de la canopée, de la proportion de sol nu et de la densité des strates intermédiaires sur la

structure des communautés de fourmis. En Amérique tropicale, la disponibilité locale en sites de nidification dans la litière contrôlerait les assemblage de fourmis et notamment les populations de *W. auropunctata* (Kaspari, 1996).

La fourmi électrique est peu exigeante pour sa nidification, maiss on n'observe pas ses nids dans le sol, ou sur un sol nu : la couverture du sol doit offrir des abris de nidification, même peu durables (feuilles de la litière, bois mort ...). Après le passage du feu, la rareté de ces abris dans le milieu peut être un facteur limitant. L'observation d'une barrière isolant une parcelle de forêt sclérophylle très fortement envahie d'une parcelle non envahie, barrière formée par une étroite piste ensoleillée (donc généralement très sèche) et pentue (donc soumise temporairement au lessivage des pluies), indique la faible capacité de *Wasmannia* à franchir de telles zones par ses propres moyens, a fortiori à s'y établir.

W. auropunctata semble donc suivre le modèle d' « accommodation de l'habitat au cours de la succession » proposé par Fox (1982, *in* Haering et Fox 1987). Selon ce modèle, une espèce entre dans le processus de succession lorsque les conditions de milieu atteignent des niveaux compatibles avec ses exigences propres, lui permettant une compétition efficace avec les espèces plus précoces dans la succession. Au cours du changement de dominance, la mosaïque de distribution passe d'une situation d'îlots d'une espèce X dans une mer d'espèce Y à des îlots d'Y dans une mer de X. Ce modèle permet d'interpréter notamment les co-occurrences ponctuelles des principales « tramp species » en présence de faibles effectifs de *Wasmannia*. Et cette situation peut être rapprochée des observations de Meier (1994) sur l'exclusion par *W. auropunctata* de *P. longicornis* et *S. geminata* aux Galápagos : après l'événement El Nino, *Wasmannia* dominait des zones d'où elle excluait ces 2 espèces ; puis le retour à des conditions plus sèches leur a permis de reconquérir le milieu et de le dominer, *Wasmannia* cohabitant alors occasionnellement avec elles.

4.3.2.4. Action de l'Homme

L'envahissement des zones natives étudiées peut sembler paradoxal, puisque la plupart des formes dégradées qui l'entourent sont exemptes de fourmis électriques et impropres à sa progression. En raison des caractéristiques de dispersion de l'espèce, et du fait qu'il n'existe pas sur la presqu'île un front d'invasion identifié, il semble raisonnable d'accepter l'hypothèse d'une origine anthropique directe et accidentelle pour son introduction. On peut supposer l'établissement d'un foyer d'infestation dans un milieu adéquat, par l'apport de terre ou l'introduction de végétation contaminés, à l'occasion de plantations ou de travaux sur le réseau des pistes et coupe-feux. De tels travaux sont conduits sur la presqu'île depuis plusieurs dizaines d'années, et leur fréquence s'est accrue depuis la mise en place de parcelles d'essais forestiers en 1983 (Papineau, 1994). La répétition des feux sur la presqu'île pendant cette période a concentré *W. auropunctata* sur quelques zones écologiquement convenables, mais il n'est plus possible d'identifier les conditions et la zone d'origine de son introduction.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Place et rôle de *Wasmannia auropunctata* en milieu sclérophylle soumis aux feux de brousse

L'étude montre que, dans le domaine sclérophylle, *W. auropunctata* ne colonise pas préférentiellement les milieux récemment brûlés. La situation et la dynamique d'implantation de l'envahisseur apparaissent donc très différentes de celles observées sur les lisières des forêts denses humides sempervirentes implantées sur les schistes du nord-est (région du Mont Panié) ou sur les péridotites du sud (région des Monts Koghis), dont les exemples ont été évoqués en introduction. Les milieux dégradés par le feu ne semblent pas jouer le rôle de réservoirs pour l'envahissement des zones primaires.

Ce sont les conditions d'aridité rencontrées sur la presqu'île et la disponibilité en supports de nidification qui semblent cantonner la fourmi électrique à trois formations végétales, et il est probable que seuls des facteurs historiques expliquent l'existence de reliques forestières non envahies. On sait que la progression dans les milieux de *Wasmannia* sur la presqu'île de Pindaï est très lente, puisqu'indécelable sur une période de 2 ans (Jourdan, *in litt.*). L'observation d'une parcelle de forêt sclérophylle non envahie, séparée par une simple piste d'une parcelle très fortement infestée, laisse penser que des barrières relativement modestes peuvent faire obstacle à l'extension de la fourmi électrique. Plus qu'une compétition interspécifique, les conditions de milieu et l'existence de ces barrières seraient donc les facteurs qui limitent la propagation de *Wasmannia*. Lorsqu'une telle compétition intervient, il est certain que les conditions abiotiques jouent un grand rôle dans son expression.

Le feu ne peut cependant pas être considéré comme un élément neutre pour la gestion du fléau *W. auropunctata*. Il limite certes son expansion en créant des barrières dans le domaine sclérophylle ; mais, parce qu'il la concentre dans les formations forestières relictuelles, il aggrave sa pression prédatrice sur les éléments de la faune native, avec des conséquences sensibles jusqu'au niveau de la faune vertébrée (Jourdan et al., sous presse). Et, si l'on considère la place prépondérante dans la forêt sclérophylle des « tramps species » et des autres espèces introduites, on peut être inquiet pour le devenir des faunes natives de ce milieu, déjà très menacé par les activités humaines.

Sous certaines conditions, le réseau dense de pistes destinées à la circulation des véhicules établit autant de barrière physiques, inhospitalières et sèches, impropres à une colonisation de proche en proche, qui peuvent fortement ralentir, sinon bloquer, le bourgeonnement des colonies établies en forêt ou dans une zone secondaire écologiquement acceptable pour l'envahisseur. Cela peut ouvrir des perspectives pour un certain contrôle de l'envahisseur.

Les fourmis comme indicateurs de perturbations des milieux en Nouvelle-Calédonie

Alors que les reliques forestières sclérophylles de Pindaï sont reconnues comme des zones de grand intérêt au plan botanique, cette étude révèle une forte modification de certaines communautés animales dans les reliques sclérophylles. On y observe une dominance des « tramp species » et en particulier de *W. auropunctata*. Leur présence est un indice de perturbation majeure du biotope, et les caractéristiques de leur propagation en font un bon signal d'anthropisation.

La faible représentation des Ponerinae, pourtant caractéristique de la myrmécofaune autochtone, ainsi que les faibles fréquences et effectifs des espèces natives, nous amènent à nous interroger sur l'intégrité de l'ensemble des communautés animales. Ces observations rejoignent celles réalisées dans le massif ultrabasique du Sud de la Nouvelle-Calédonie, où une évaluation rapide des communautés de fourmis (Jourdan, sous presse) a montré une restriction des espèces natives (primitives) aux milieux les plus indemnes d'anthropisation (forêt dense humide) et une présence des « tramps species » en zones dégradées ou en voie d'altération (fréquentation humaine élevée). L'incapacité des espèces natives à fréquenter les environnements anthropisés en font donc de bons indicateurs de dégradation : leur disparition constitue un indice fiable d'une altération du milieu, parallèlement à l'apparition des « tramps ». Et la présence de ces dernières n'est pas neutre, puisqu'elles induisent des modifications importantes de la composition des communautés (Lubin, 1984 ; Fowler et al., 1994 ; Vinson, 1994).

D'autres arthropodes ont déjà été utilisés comme critères objectifs d'évaluation des milieux terrestres, notamment lors d'inventaires rapides de la biodiversité (Oliver et Beattie, 1995), en particulier les Lépidoptères (Beccaloni et Gaston, 1995). Majer (1983) et Andersen (1990) ont souligné les avantages d'utiliser des communautés de fourmis comme marqueurs pour évaluer la dégradation, la recolonisation ou le maintien des écosystèmes sous différents régimes de perturbations : simplicité des

dispositifs de piégeage, abondance du groupe dans les milieux (souvent dominant en zone tropicale), large implication dans le fonctionnement des écosystèmes, sensibilité et rapidité de réponse aux perturbations. De plus, une perturbation au niveau des peuplements de fourmis est toujours corrélée avec la perturbation d'autres groupes taxonomiques.

Le parallèle entre les fourmis et les plantes dressé par certains auteurs (Andersen, 1991, 1995, Lopez et al., 1994) ouvre d'intéressantes perspectives pour l'évaluation des écosystèmes. Les communautés de fourmis ont déjà été utilisées avec succès, en Australie et au Brésil, pour la définition de réserves naturelles, le suivi de la succession après un incendie, l'évaluation de la réhabilitation de sites miniers, de la contamination des milieux par des produits chimiques, de l'utilisation des sols et de la destruction des milieux naturels, (Andersen et Mc Kaige, 1987, Andersen, 1990, 1991a, 1993, Burbridge et al., 1992, Jackson et Fox, 1996, Majer, 1983, 1990, 1996). Leur étude peut constituer un bon complément aux études floristiques menées pour identifier les sites à préserver en priorité.

L'isolement et la parcellisation des forêts a des conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes (Didham et al., 1996 ; Murcia, 1995) : il y a un changement des conditions abiotiques (en particulier au niveau des lisières) comme des conditions biotiques (abondance et distribution des espèces, avec des conséquences directes sur leurs interactions : prédation, parasitisme, compétition, dispersion ou pollinisation). La fragmentation du milieu contribue à la mise en place d'une dysharmonie des peuplements qui, comme en milieu insulaire, accroît la vulnérabilité des communautés aux invasions biologiques (Simberloff, 1995).

Cette fragmentation serait responsable de la disparition à long terme d'espèces végétales, mais les communautés animales réagiraient beaucoup plus vite (Turner et al., 1994, Turner et Corlett, 1996). La composition des communautés de fourmis peut donc révéler des perturbations majeures de l'environnement (fonctionnement des systèmes) avant qu'elles n'aient des conséquences sur les formations végétales. Ainsi, dans les reliques sclérophylles, leur différence par rapport à la composition générale de la myrmécofaune néo-calédonienne est peut être la traduction la plus immédiate de la fragmentation du milieu sur les communautés d'arthropodes. Leur étude serait très féconde pour une approche renouvelée des notions de résilience, de fragmentation ou d'effet de lisière.

Mais toutes les espèces de fourmis n'ont pas la même valeur pour un diagnostic d'altération, et leurs caractéristiques écologiques ont des implications fonctionnelles plus ou moins importante dans les milieux qui les abritent. L'inventaire des espèces est donc insuffisant pour la mise en oeuvre d'un tel diagnostic, et une approche fonctionnelle est nécessaire (Majer et Beeston, 1996, Andersen, 1990, 1995). Quoiqu'il en soit, ces insectes sociaux semblent offrir des perspectives pour l'évaluation de l'état des milieux naturels en Nouvelle-Calédonie, bien qu'un effort en matière de taxonomie du groupe soit nécessaire pour rendre l'outil totalement opérationnel (révisions taxonomique accompagnant un sérieux complément de l'inventaire systématique).

Brown (1989) a rappelé que le processus de banalisation des faunes et des flores est amorcé depuis plusieurs siècles, mais qu'il s'accélère aujourd'hui avec l'accroissement des échanges entre les différentes zones de la planète, associé à une destruction de l'environnement sous la pression croissante des besoins humains. Comprendre les processus dynamiques de la biodiversité et des écosystèmes perturbés doit être une priorité, et l'étude des invasions biologiques d'insectes sociaux offre dans ce domaine de nouvelles perspectives.

REFERENCES

ABENSPERG-TRAUN, M., STEVEN, D., 1995. - The effects of pitfall trap diameter on ant species richness (Hymenoptera : Formicidae) and species composition of the catch in a semi-arid eucalypt woodland. *Australian Journal of Ecology 20* : 282-287.

ADIS, J., 1979. - Problems of interpreting arthropods sampling with pitfall traps. *Zool. Anz. Jena 202* (3/4) : 177-184.

ANDERSEN, A.N., 1986. - Diversity, seasonality and community organization of ants at adjacent heath and woodland sites in south-eastern Australia. *Australian Journal of Zoology 34* : 53-64.

ANDERSEN, A.N., 1990. - The use of ant communities to evaluate change in australian terrestrial ecosystems : a review and recipe. *Proc. Ecol. Soc. Aust. 16* : 347-357.

ANDERSEN, A.N., 1991. - Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of Tropical Australia. *Biotropica 23* (4b) : 575-585.

ANDERSEN, A.N., 1991. - Sampling communities of ground-foraging ants : pitfall catches compared with quadrat counts in an australian tropical savanna. *Australian Journal of Ecology 16* : 273-279.

ANDERSEN, A.N., 1993. - Ants as indicators of restoration success at a uranium mine in tropical Australia . *Restoration ecology* : 156-167.

ANDERSEN, A.N., 1995. - A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *J Biogeogr 22* (1) : 15-29.

BECCALONI, G.W., GASTON, K.J., 1995. - Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation 71* : 77-86.

BIGOT, L., 1985. - Contribution à l'étude des peuplements littoraux et côtiers de la Nouvelle-Calédonie (Grande Terre, Ile des Pins) et d'une île Loyauté (Ouvéa) : premier inventaire entomologique. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.) 21* (3) : 317-329.

BOLTON, B., 1995. - A new general catalogue of the ants of the World (Hymenoptera: Formicidae). *Harvard University Press, Cambridge* : 804 p. .

BOUCHET, P., JAFFRE, T., VEILLON, J.M., 1995. - Plant extinction in New Caledonia: protection of sclerophyll forests urgently needed. *Biodiversity and Conservation 4* : 415-428.

BROWN, J.H., 1989. - Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. *In "Biological invasions: A global perspective", Drake, J.A., Mooney, H.A., Di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, K.J., Rejmanek, M., Williamson, M. (Eds), John Wiley & Sons, Chichester* : 85-110.

BURBIDGE, A.H., LEICESTER, K., MCDAVITT, S., MAJER, J.D., 1992. - Ants as indicators of disturbance at Yanchep National Park, Western Australia. *Journal of the Royal Society of western Australia 75* : 89-95.

BYRNE, M.M., 1994. - Ecology of twig-dwelling ants in a wet lowland tropical forest. *Biotropica 26* (1) : 61-72.

CHAZEAU, J., 1987. - Le psylle du faux mimosa en Asie du Sud Est et dans le Pacifique : état du problème et perspectives de lutte (*Leucena leucocephala* de Wit - *Heterospylla cubana* Crawford). *revue d'Elevage et de Médecine Véterinaire de Nouvelle-Calédonie 9* : 23-27.

CHAZEAU, J., 1993. - Research on new caledonian terrestrial fauna : achievements and prospects. *Biodiversity letters 1* : 123-129.

CLARK, D. B., GUAYASAMIN, C., PAZMINO, O., DONOSO, C., PAEZ DE VILLACIS, Y., 1982. - The tramp ant Wasmannia auropunctata: autecology and effects on ant diversity and distribution on Santa Cruz Island, Galapagos. *Biotropica 14* (3) : 196-207.

DELABIE, J.C., FOWLER, H.G., 1993. - Physical and biotic correlates of population fluctuations of dominant soil and litter ant species (Hymenoptera: Formicidae) in Brazilian cocoa plantations. *Journal of New York Entomological Society 101* : 135-140.

DELABIE, J.H.C.; FOWLER, H.G., 1995. - Soil and litter cryptic ant assemblages of Bahian cocoa plantations. *Pedobiologia 39* (5) : 423-433.

DIDHAM, R.K.; GHAZOUL, J.; STORK, N.E.; DAVIS, A.J., 1996. - Insects in fragmented forests: A functional approach. *Trend Ecol Evolut 11* (6) : 255-260.

DUNSON, W.A., TRAVIS, J., 1991. - The role of abiotic factors in community organization. *The American Naturalist 138* : 1067-1091.

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 "Nova caledonica, Zool.1", Sarasin, F., Roux, J. (Eds.), C.W. Kreidels Verlag, Wiesbaden* : 393-437.

FABRES, G., BROWN, W. L. JR, 1978. - The recent introduction of the pest ant Wasmannia auropunctata into New Caledonia. *J. Aus. Entomol. Soc. 17* : 139-142.

FOWLER, H.G., SCHLINDWEIN, M.N., DE MEDEIROS, M.A., 1994. - Exotic ants and community simplification in Brazil: a review of the impact of exotic ants on native ant assemblages. *in "Exotic Ants: Biology Impact, and Control of Introduced Species", Williams, D.F (Ed.), Westview Press, Boulder* : 151-161.

FOX, M.D., FOX, B. J., 1982. - Evidence for interspecific competition influencing ant species diversity in a regenerating heathland. *in "Ant plant interactions in Australia", Buckley, R.C. (Ed.), Dr Junk Publisher, The Hague* : 99-110.

GREENSLADE, P., GREENSLADE, P.J.M., 1971. - The use of baits and preservatives in pitfall traps. *J. Aust. Ent. Soc. 10* : 253-260.

GREENSLADE, P.J.M., 1973. - Sampling ants with pitfall traps: digging-in effects. *Insectes Sociaux 20* : 373-383.

GREENSLADE, P.J.M., GREENSLADE, P., 1977. - Some effects of vegetation cover and disturbance on a tropical ant fauna. *Insectes Sociaux 24* : 163-182.

GUILBERT, E., CHAZEAU, J., BONNET DE LARBOGNE, L., 1994. - Canopy arthropod diversity of New Caledonian forests sampled by fogging : preliminary results. *Memoirs of the Queensland Museum 36* (1) : 77-85.

HEARING, R., FOX, B. J., 1987. - Short-term coexistence and long-term competitive displacement of two dominant species of Iridomyrmex: the successional response of ants to regenerating habitats. *J. Anim. Ecol. 56* : 495-508.

HÖLLDOBLER, B., WILSON, E.O., 1990. - The ants. *Springer-Verlag, Berlin* : 732 p.

HÖLLDOBLER, B., WILSON, E.O., 1994. - Journey to the ants. *Harvard University Press, Cambridge, USA* : 238 p.

JACKSON, G.P.; FOX, B.J., 1996. - Comparison of regeneration following burning, clearing or mineral sand mining at Tomago, NSW .2. Succession of ant assemblages in a coastal forest. *Aust J Ecol 21* (2) : 200-216.

JAFFRE, T., VEILLON, J.M., 1991. - La forêt sclérophylle de la province Sud de la Nouvelle-Calédonie. *Convention Science de la Vie: Botanique, ORSTOM, Nouméa 6* : 93 p.

JOURDAN, H., 1997. - Are serpentine biota free from successfull biological invasions? Southern new caledonian ant community example. *in "Proceedings of the 2nd International conference on Serpentine Ecology", Jaffré, T., Becquer, T. (Eds), ORSTOM, Nouméa* : sous presse.

JOURDAN, H., 1997. - Threats on Pacific islands: the spread of the tramp ant Wasmannia auropunctata (Hymenoptera: Formicidae). *Pacific Conservation Biology 3* (2) : 61-64.

KASPARI, M., 1996. - Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos 76* (3) : 443-454.

LOPEZ, F., SERRANO, J.M., ACOSTA, F.J., 1994. - Parallels between the foraging strategies of ants and plants. *Trends in Ecology and Evolution 9* (4) : 150-153.

LUBIN, Y. D., 1984. - Changes in the native fauna of the Galapagos Islands following invasion by the little red fire ant, Wasmannia auropunctata. *Biol. J. Linn. Soc. 21* : 229-242.

MAJER, J.D., 1983. - Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use and land conservation. *Environmental Management 7* (4) : 375-383.

MAJER, J.D., 1990. - The role of ants in Australian land reclamation seeding operations. *in "Applied Myrmecology: a world perspective", Vander Meer, R.K., Jaffe, K. , Cedeno, A. (Eds.), Westview Press, Boulder* : 544-554.

MAJER, J.D., 1996. - Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Para, Brazil. *J Trop Ecol 12* (2) : 257-273.

MAJER, J.D.; BEESTON, G., 1996. - The biodiversity integrity index: An illustration using ants in Western Australia. *Conserv Biol 10* (1) : 65-73.

MAJER, J.D., DELABIE, J.H.C., SMITH, M.R.B., 1994. - Arboreal ant community patterns in brazilian cocoa farms. *Biotropica 26* (1) : 73-83.

MEIER, R.E., 1994. - Coexisting patterns and foraging behavior of introduced and native ants (Hymenoptera Formicidae) in the Galapagos Islands (Ecuador). *in "Exotic Ants: Biology Impact, and Control of Introduced Species", Williams, D.F (Ed.), Westview Press, Boulder* : 44-62.

MORAT, PH., JAFFRE, T., VEILLON, J.M., MACKEE, H.S., 1986. - Affinités floristique et considérations sur l'origine des maquis miniers de la Nouvelle-Calédonie. *Bull. Mus. natl. Hist. nat., 4 ser., Section B, Adansonia 8* (2) : 133-182.

MURCIA, C., 1995. - Edge effects in fragmented forests: implication for conservation. *Trends in Ecology and Evolution 10* (2) : 58-62.

OLIVER, I., BEATTIE, A.J., 1996. - Designing a cost-effective invertebrate survey: A test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecol Appl 6* (2) : 594-607.

PAPINEAU, C., 1994. - Le périmètre de Pindaï : 20 ans d'action forestière. *DDRP-Province Nord; Section Forêts Nord Ouest* : 43 p.

PASSERA, L., 1994. - Characteristics of tramp species. *in "Exotic Ants: Biology Impact, and Control of Introduced Species", Williams, D.F (Ed.), Westview Press, Boulder* : 23-43.

POLLARD, G.V., PERSAD, A.B., 1991. - Some ant predators of insect pests of the crops in the caribbean with particular reference to the interactions of Wasmannia auropunctata and the Leucaena psyllid Heteropsylla cubana. *In "Rencontres Caraïbes en lutte biologique", Pavis, C., Kermarrec, A. (eds), Paris Coll. INRA, 58* : 391-403.

ROOM, P.M., 1975. - Diversity and organization of the ground foraging ant faunas of forest, grassland and tree crops in Papua new Guinea. *Australian Journal of Zoology 23* : 71-89.

SOUTHWOOD, T.R.E., 1978. - Ecological methods. *2nd edition, Chapman & Hall, Londres* : 524 p.

TAYLOR, R. W., 1987. - A checklist of the ants of Australia, New Caledonia and New Zealand (Hymenoptera : Formicidae). *CSIRO, Div. Entomol. Report 41* : 1-92.

THIOULOUSE J., CHESSEL D., DOLEDEC S., & OLIVIER J.M. 1997. - ADE-4: A multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7 (1) : 75-83.

TURNER, I.M.; CORLETT, R.T., 1996. - The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trend Ecol Evolut 11* (8) : 330-333.

TURNER, I.M., TAN, H.T.W., WEE, Y.C., IBRAHIM, A.B., CHEW, P.T., CORLETT, R.T., 1994. - A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology 8* (3) : 705-712.

ULLOA-CHACON, P., 1990. - Biologie de la reproduction chez la petite fourmi de feu Wasmannia auropunctata (R.)(Hymenoptera: Formicidae). *Thèse de doctorat, faculté de Lausanne, Lausanne* : 161 p.

VINSON, S.B., 1994. - Impact of the invasion of Solenopsis invicta (Buren) on native food webs. *in "Exotic Ants: Biology Impact, and Control of Introduced Species", Williams, D.F (Ed.), Westview Press, Boulder* : 240-258.

WARD, P.S., 1980. - Systematic and evolutionary studies on ants (Hymenoptera : Formicidae). *unpublished report submitted to CSIRO* : .

WARD, P. S., 1984. - A revision of the ant genus Rhytidoponera (Hymenoptera : Formicidae) in New Caledonia. *Aust. J. Zool. 32* : 131-175.

WHEELAN, R.J., 1995. - The ecology of fire. *Cambridge University Press, Cambridge* : 345 p.

WILLIAMS, F.X., 1945. - The aculeate wasps of New caledonia with natural history notes. *Proc. Haw. Ent. Soc. 12* (2) : 407-452.

WILSON, E.O., TAYLOR, R.W., 1967. - The ants of Polynesia (Hymenoptera : Formicidae). *Pacific Insects Monography 14* : 109 p.

YORK, A., 1994. - The long term effects of fire on forest ant communities: management implications for the conservation of biodiversity. *Memoirs of the Queensland Museum 36* (1) : 231-239.

ANNEXES

1 - Codes utilisés dans l'analyse des correspondances pour les milieux et les espèces

FA : Fourré anthropique
FS : Forêt sclérophylle
G2 : Gaïacs régénérés jeunes (2 ans)
G3 : Gaïacs régénérés moyens (3 ans)
G5 : Gaïacs régénérés anciens (5 ans)
BF : Fourré à bois de fer
NI : Savane arborée à niaoulis
SA : Savane non arborée

Anl : *Anoplolepis longipes*
Bro : *Brachymyrmex obscurior*
Cae : *Cardiocondyla emeryi*
Irc : *Iridomyrmex calvus*
Irb : *Iridomyrmex cf bicknelli*
Mof : *Monomorium floricola*
Mos : *Monomorium sp.1*
Ods : *Odontomachus simillimus*
Ols : *Oligomyrmex sodalis*
Paf : *Paratrechina foreli*
Pan : *Paratrechina foreli nigriventris*
Pal : *Paratrechina longicornis*
Pav : *Paratrechina vaga*
Phl : *Pheidole luteipes*
Phs : *Pheidole sp.*
Pla : *Plagiolepis alluaudi*
Pog : *Polyrachis guerini*
Que : *Quadristruma emmae*
Sog : *Solenopsis geminata*
Tam : *Tapinoma melanocephalum*
Tas : *Tapinoma sp.1*
Tes : *Tetramorium simillimum*
Waa : *Wasmannia auropunctata*

2 - Analyses d'inertie

Inertie des rangs (toutes les contributions en 1/10000è)
Inertie totale : 0.65638 - Nombre d'axes: 4

------ Contributions absolues------

	Fac 1	Fac 2	Fac 3	Fac 4
F. anthr.	255	293	523	248
F. sclér.	6101	324	678	1289
Ga. 2ans	466	217	7	50
Ga. 3 ans	227	52	2953	1754
Ga. 5 ans	444	64	582	5567
F. B. Fer	662	117	902	642
Sav. nia.	1379	2744	2821	182
Sav. nue	460	6185	1529	266

------ Contributions relatives ------

	Fac 1	Fac 2	Fac 3	Fac 4		Remains	Weight	Cont.
F. anthr.	1224	1025	1132	300		6318	987	724
F. sclér.	8722	339	438	465		34	1431	2424
Ga. 2ans	2166	737	16	59		7020	877	746
Ga. 3 ans	913	155	5359	1778		1792	892	863
Ga. 5 ans	1769	187	1048	5593		1402	1542	871
F. B. Fer	3403	441	2094	832		3227	1391	674
Sav. nia.	2820	4101	2607	94		376	1502	1695
Sav. nue	798	7832	1197	116		55	1376	2000

Inertie des colonnes (toutes les contributions en 1/10000é)
Inertie totale : 0.65638 - Nombre d'axes : 4

------ Contributions absolues -----

	Fac 1	Fac 2	Fac 3	Fac 4
Anl	262	5	1442	482
Bro	781	7	456	30
Cae	178	193	62	394
Irc	427	1163	1934	223
Irb	105	29	1316	1465
Mof	42	1830	431	58
Mos	292	1	4	507
Ods	518	285	423	1
Ols	44	817	326	101
Paf	684	10	9	169
Pan	755	55	185	632
Pal	788	352	59	1
Pav	130	0	1694	25
Phl	38	7	111	1900
Phs	34	385	303	4
Pla	616	14	11	90
Pog	171	347	332	595
Que	200	292	85	18
Sog	0	2710	311	68
Tam	28	1231	142	434
Tas	377	27	92	316
Tes	1229	217	114	296
Waa	2289	11	144	1481

------- Contributions relatives ------

	Fac 1	Fac 2	Fac 3	Fac 4	Remains	Weight	Cont.
Anl	2057	30	5113	955	1843	463	441
Bro	5997	44	1582	59	2315	2958	451
Cae	2397	1904	381	1339	3978	1784	258
Irc	1623	3229	3320	214	1611	105	912
Irb	857	174	4818	2998	1150	70	427
Mof	242	7696	1122	85	853	115	602
Mos	5375	18	35	2357	2212	50	188
Ods	5246	2110	1939	2	700	161	342
Ols	534	7172	1773	308	211	30	288
Paf	5789	66	37	361	3745	115	409
Pan	7120	379	791	1504	203	40	367
Pal	7125	2332	244	3	294	1164	383
Pav	1368	7	8044	66	513	161	329
Phl	525	76	689	6582	2126	30	252
Phs	290	2348	1142	9	6208	105	415
Pla	8041	138	68	299	1453	70	265
Pog	2007	2965	1755	1756	1516	126	296
Que	2830	3019	545	64	3540	65	245
Sog	1	7986	567	782	662	897	859
Tam	245	7752	556	944	501	186	402
Tas	7120	379	791	1504	203	20	183
Tes	7297	943	308	444	1007	826	583
Waa	7285	27	207	1190	1288	448	1088