



Version finale

Les bioindicateurs myrmécologiques en Nouvelle-Calédonie : étude de faisabilité.

F. Ravary.

Editeur : OEIL.

avril 2016



Observatoire de l'environnement
en Nouvelle-Calédonie

11 rue Guynemer
98800 Nouméa
Tel.: (+ 687) 23 69 69
www.oeil.nc

Les bioindicateurs myrmécologiques en Nouvelle-Calédonie : étude de faisabilité.

Fabien Ravary
avril 2016

Photos couverture : © Julien Le Breton & Fabien Ravary

Résumé exécutif

Titre de l'étude	Les bioindicateurs myrmécologiques en Nouvelle-Calédonie : étude de faisabilité		
Auteurs	Fabien RAVARY		
Editeurs	OEIL		
Année d'édition du rapport	2016	Années des données	2002-2013

Objectif	A partir de l'analyse des travaux déjà réalisés sur le territoire, cette étude a pour objectif d'élaborer puis de déterminer la possibilité de mise en œuvre de bioindicateurs myrmécologiques permettant d'évaluer l'état de santé écologique des principaux milieux terrestres néocalédoniens. Ces indicateurs doivent permettre : • d'évaluer la pression liée aux principales perturbations environnementales impactant les écosystèmes (espèces envahissantes, incendies, fragmentation) ainsi que les réponses des communautés locales de fourmis; • de diagnostiquer l'état de dégradation de ces milieux terrestres. Ces outils pourront, in fine, être utilisés par les gestionnaires afin de mettre en place les mesures de gestion adéquates vis-à-vis des perturbations environnementales rencontrées.
Contexte	A l'instar d'autres régions du monde, l'utilisation des fourmis comme bioindicateurs de l'état environnemental des habitats et de leurs processus écologiques est une approche stimulante et pleine de promesses en NC. Depuis une quinzaine d'années, des campagnes d'échantillonnage de la myrmécofaune sont menées en de nombreux sites du Territoire. Ces inventaires, utilisant des protocoles standardisés, permettent de dresser des listes d'espèces présentes dans les différents milieux qui composent le biotope néo-calédonien et offrent les bases nécessaires à la réflexion sur le développement d'indicateurs environnementaux pertinents. Malheureusement, il n'existe pas de clé générale d'identification pour la myrmécofaune néo-calédonienne et plusieurs espèces collectées ne sont toujours pas nommées. Toutefois, si cette analyse taxonomique fait défaut en NC, la caractérisation des communautés de fourmis peut avantageusement se satisfaire d'une approche se limitant au niveau du genre. En outre, l'approche des groupes fonctionnels permet également de s'affranchir de cette difficulté et autorise les comparaisons des communautés de fourmis entre différentes zones d'étude.
Méthodologie	La synthèse des données issues des inventaires myrmécologiques permet de hiérarchiser les informations pertinentes afin de sélectionner les indicateurs qui permettront de caractériser les pressions exercées sur les écosystèmes et suggéreront aux gestionnaires les mesures de gestion à mettre en œuvre.

**Résultats
conclusions** et

A l'issue de cette étude, plusieurs indicateurs myrmécologiques potentiellement intéressants sont proposés :

Les deux premiers sont des indicateurs permettant d'analyser l'impact des invasions par des espèces de fourmis exogènes. L'impact environnemental des **trois principales pestes** (DO : « Dominant Opportunists ») présentes en NC, couplé à la simplicité par laquelle elles peuvent être détectées nous conduit à considérer **l'abondance de ces espèces envahissantes comme un premier indicateur pertinent de la santé écologique d'un milieu**. Le développement de vastes populations d'espèces envahissantes modifie la structure des communautés de fourmis. L'approche des « groupes fonctionnels » permet d'analyser les réponses des communautés face à l'invasion, notamment en milieu de forêt humide. Ainsi, l'abondance des espèces opportunistes de forêt (FOP : « Forest Opportunists ») ainsi que des myrmicines généralistes (GM : « Generalized Myrmicines ») chute de manière très importante en milieu envahi. Cette variable explique en très grande partie les différences de communautés entre milieux envahis et non-envahis. Dès lors, l'abondance de ces deux groupes fonctionnels (FOP et GM) au sein des communautés constitue un 2^{ème} indicateur permettant de rendre compte de la réponse des communautés de fourmis face au phénomène invasif en milieu forestier.

Par ailleurs, l'anthropisation des espaces naturels en NC induit la perte d'habitats particulièrement riches et représente une menace pour la biodiversité locale. Elle s'illustre à travers les perturbations liées notamment aux incendies ou aux défrichements, lesquels ont pour conséquence l'ouverture des milieux et la fragmentation des paysages. **L'abondance des espèces exogènes pas ou peu envahissantes (WO : « Weedy Opportunists ») représente un indicateur de la dégradation des conditions liée à l'ouverture du milieu**. En effet, lorsqu'un milieu perturbé n'est pas envahi par l'une des trois principales pestes (DO), l'abondance de ces espèces exogènes opportunistes WO peut constituer un indicateur intéressant pour évaluer la dynamique de reconstitution de la myrmécofaune locale liée au processus de refermeture du milieu, en particulier lorsque des opérations de réhabilitation écologique sont menées.

Ensuite, les profondes modifications écologiques causées par les incendies entraînent un appauvrissement des communautés de fourmis. Toutefois, en l'absence d'espèces envahissantes (DO), certaines **espèces épigées natives (TCS, FOP et GM)** se montrent résilientes au feu et se comportent comme des espèces pionnières du processus de recolonisation. Il apparaît donc **qu'un indicateur basé sur l'abondance de ces trois groupes fonctionnels au sein des sites forestiers brûlés** constitue un outil intéressant pour évaluer le processus de recolonisation du milieu après un incendie.

Enfin, un 5^{ème} indicateur est proposé afin de rendre compte du phénomène de fragmentation du milieu, très important en NC. Cet isolement dû aux barrières physiques et écologiques dressées par l'anthropisation du milieu peut conduire à l'extinction de populations entières d'espèces à capacité de dispersion limitée. La réponse des communautés de fourmis à la fragmentation du milieu dépend à la fois de la taille des fragments, de leur distance par rapport aux autres ensembles floristiques et des caractéristiques étho-écologiques de chaque espèce. Toutefois, il semblerait que

	l'abondance des espèces appartenant au groupe fonctionnel des « Tropical Climate Specialists » (TCS), typiques des forêts humides, diminue fortement avec l'isolement. Leur abondance constitue dès lors un marqueur intéressant du phénomène de fragmentation de l'habitat. Au final, l'utilisation de ces cinq indicateurs myrmécologiques potentiels peut permettre de dresser un « état écologique » des milieux.			
Limites de l'étude	Pour être validés, ces différents indicateurs myrmécologiques doivent encore être testés sur le terrain. Ils se basent sur des inventaires ayant été réalisés principalement en forêt humide et en maquis sur sol ultramafique, et ne peuvent par conséquent s'appliquer qu'à ces milieux.			
Evolutions	Version	finale	Date de la version	Juillet 2016

SOMMAIRE

Chapitre I – Introduction	- 1 -
I.1 Les fourmis bioindicatrices	- 1 -
I.2 La biodiversité néo-calédonienne	- 2 -
I.3 Contexte de l'étude	- 3 -
Chapitre II – L'étude de la myrmécofaune néo-calédonienne	- 4 -
II.1 Les campagnes d'échantillonnage de la myrmécofaune	- 4 -
II.2 Les protocoles d'échantillonnage.....	- 6 -
II.3 Les listes d'espèces collectées	- 7 -
II.4 Les estimateurs de diversité	- 7 -
II.5 L'approche des groupes fonctionnels.....	- 9 -
Chapitre III – Sélection des indicateurs myrmécologiques potentiels	- 13 -
III.1 Limites théoriques à la mise en œuvre d'indicateurs myrmécologiques en NC.....	- 13 -
III.2 Le phénomène invasif	- 14 -
III.2.1 Pression liée aux espèces envahissantes (fiche 1).....	- 14 -
III.2.2 Réponses des communautés de fourmis au phénomène invasif (fiche 2)	- 16 -
III.3 Groupes marqueurs de perturbations environnementales.....	- 16 -
III.3.1 Espèces caractéristiques des milieux ouverts perturbés (fiche 3)	- 16 -
III.3.2 Pression liée aux incendies (fiche 4)	- 17 -
III.3.3 Pression liée à la fragmentation (fiche 5).....	- 18 -
III.4 Etat de santé écologique des milieux.....	- 19 -
Chapitre IV – Conclusion et perspectives	- 22 -
Bibliographie.....	- 23 -
Annexes	- 28 -
Fiches d'application des indicateurs myrmécologiques	- 37 -

Chapitre I – Introduction

I.1 Les fourmis bioindicatrices

Dans un contexte de crise écologique majeure, où l'accélération sans précédent des extinctions d'espèces semble liée, plus ou moins directement, à l'activité humaine (PIMM *et al.* 1995, PRIMACK & ROS 2002), les scientifiques cherchent à déterminer les niveaux de biodiversité au sein des habitats afin d'estimer l'état de santé des écosystèmes et d'adapter des programmes de conservation ou de restauration écologique (ALONSO & AGOSTI 2000, AGOSTI *et al.* 2000, KASPERI & MAJER 2000). Toutefois, le temps, les ressources ainsi que l'expertise scientifique étant limités, le développement de bioindicateurs venant se substituer à des entités biologiques complexes est devenu une démarche incontournable en biologie de la conservation (MCGEOCH 1998, OLIVER & BEATTIE 1996 ; SCHULENBERG & AWBREY 1997). Idéalement, ces outils doivent permettre d'évaluer les niveaux de diversité taxonomique des écosystèmes, d'analyser les réponses de ces écosystèmes aux perturbations, ou encore d'examiner les changements environnementaux (Gerlach *et al.* 2013).

Du fait de la biomasse qu'ils représentent, de leur grande diversité et des fonctions fondamentales qu'ils remplissent au sein des écosystèmes terrestres, une attention particulière a été portée sur l'utilisation des invertébrés comme bioindicateurs (DISNEY 1986, ROSENBERG *et al.* 1986, MAJER 1989, ANDERSEN 1997, MCGEOCH *et al.* 2011). En effet, les populations d'invertébrés peuvent répondre rapidement aux impacts de perturbations ponctuelles et se montrent très réactives aux mesures de gestion environnementale. Elles peuvent également enregistrer les changements à long terme liés aux programmes de restauration écologique, à certaines perturbations chroniques ou plus largement au changement climatique (MCGEOCH 1998, PARMESAN *et al.* 1999, BISEVAC & MAJER 1999, YORK 2000, UNDERWOOD & FISHER 2006). D'une manière générale, les invertébrés terrestres sont relativement faciles et rapides à échantillonner. Toutefois, un échantillonnage exhaustif de cette faune produit inévitablement une quantité de spécimens tellement importante que l'identification et le traitement analytique deviennent alors rapidement insurmontables. Une approche plus rationnelle consiste à privilégier un ou plusieurs taxons indicateurs reflétant efficacement l'état de la faune des invertébrés dans sa globalité.

Présentes dans la plupart des milieux, depuis les zones désertiques jusqu'aux forêts boréales en passant par les forêts humides tropicales, les fourmis sont généralement bien étudiées et ces connaissances sont relativement partagées à travers le monde (ANDERSEN & MAJER 2004, UNDERWOOD & FISHER 2006). Comme elles occupent une grande variété de niveaux trophiques au sein des écosystèmes, les communautés de fourmis constituent une source d'information suffisamment riche

pour permettre de rendre compte des différentes dimensions des changements écologiques. Terricoles ou arboricoles, les fourmis sont généralement les organismes dominants des écosystèmes qu'elles occupent. Elles peuvent dépasser en biomasse la plupart des autres groupes (vertébrés inclus) et remplissent un grand nombre de fonctions écologiques (HÖLDOBLER & WILSON 1990, LACH *et al.* 2010). Elles sont à la fois des prédateurs qui régulent les populations de nombreux autres insectes, des éboueurs qui font disparaître les cadavres d'insectes ou de petits animaux, des pollinisateurs, et des acteurs essentiels de la dispersion des graines, ainsi que de l'enrichissement des sols (WILSON 1987, TOBIN 1994, MACMAHON *et al.* 2000, FLOREN *et al.* 2002). Elles ont développé des interactions privilégiées ou symbiotiques avec une immense diversité de plantes ou d'arthropodes, ainsi qu'avec une multitude de champignons ou de micro-organismes (JOLIVET 1996, SCHULTZ & Mc GLYNN 2000, MUELLER *et al.* 2001). Ces fonctions essentielles au sein des écosystèmes terrestres en font des espèces dites « clés de voûte » (HÖLDOBLER & WILSON 1990, BOND 1993). Des changements dans la composition de la myrmécofaune traduisent par conséquent des perturbations profondes dans le fonctionnement de l'écosystème, affectant potentiellement des communautés biologiques entières (JONES *et al.* 1994, FOLGARAIT 1998). Des études indiquent que la composition des communautés de fourmis reflètent généralement bien l'occupation du milieu par les autres groupes d'invertébrés, la richesse de la myrmécofaune étant souvent corrélée à celle d'autres invertébrés tels que les termites, les coléoptères ou les scorpions (FOX & FOX 1982, MAJER 1983, 1985, MAJER & DE KOCK -1992, ANDERSEN *et al.* 1998, ABENSPERG-TRAUN & STEVEN 1996, OLIVER & BEATTIE 1996b). Les fourmis constituent de ce fait de véritables indicateurs de la biodiversité et de la santé des écosystèmes et ont été largement employées dans ce but (MAJER 1983, MAJER *et al.* 1984, MAJER 1992, MAJER & DE KOCK 1992, ANDERSEN 1997A, ALONSO 2000, KASPERI & MAJER 2000, HOLWAY *et al.* 2002, ANDERSEN *et al.* 2004, GERLACH *et al.* 2013, RAMAGE & RAVARY 2016).

1.2 La biodiversité néo-calédonienne

De par la richesse spécifique et l'endémicité de sa faune et sa flore, fruits d'une histoire géologique et de processus biogéographiques complexes, la Nouvelle-Calédonie (NC) a été reconnue très tôt comme un des 'points chauds' de la biodiversité mondiale (MYERS 1988, 1990). Les menaces sévères qui pèsent sur sa biodiversité, au premier plan desquelles se situent les feux anthropogéniques, l'activité minière et les espèces invasives, contribuent à classer ce territoire en tête des priorités mondiales de conservation (MYERS *et al.* 2000). Les forêts denses humides, qui constituent l'habitat calédonien le plus riche en espèces et en endémisme, recouvraient la majeure partie de l'île avant l'arrivée des humains, puis l'industrialisation récente. Elles ne représentent plus aujourd'hui que 20% de sa surface et subissent les dommages de la fragmentation. Sous l'effet du feu, cet habitat a été

converti, selon les substrats, en savanes à niaoulis (formations très homogènes, pauvres en espèces), ou en maquis miniers. L'accélération de l'activité minière dans les récentes décennies aggrave encore davantage la perte irréversible de ces habitats à très fort taux d'endémisme. Par ailleurs, comme la plupart des milieux insulaires, la NC subit l'impact de nombreuses invasions biologiques d'espèces exotiques, dont l'introduction est volontaire ou fortuite. La synergie de ces trois facteurs crée un arsenal de menaces qu'il semble difficile d'enrayer sur ce territoire.

I.3 Contexte de l'étude

En NC, des campagnes d'échantillonnage de la myrmécofaune, selon des protocoles plus ou moins standardisés, sont menées depuis une quinzaine d'années (*cf.* Chapitre II). Certaines zones sont même régulièrement suivies afin d'étudier l'évolution de certaines populations de fourmis, notamment dans le cadre des pressions environnementales liées à l'introduction d'espèces exogènes envahissantes (RAVARY 2015). La myrmécofaune néo-calédonienne est estimée à 220 espèces. Près de 150 d'entre elles ont été décrites et plus de 85 % des espèces sont endémiques ou natives de l'île (BERMAN 2013). Cette myrmécofaune se caractérise par une mosaïque de caractères primitifs et originaux témoignant de son origine continentale ancienne. Des radiations spécifiques spectaculaires sont également observées dans certains groupes. Toutefois, le statut taxonomique et biogéographique incertain de plusieurs espèces, ainsi que l'important micro-endémisme attendu, indiquent que la connaissance de cette myrmécofaune demeure encore relativement parcellaire (WARD 1985, JOURDAN 1999, BERMAN 2013). En l'absence d'envahisseurs, l'originalité faunistique, la richesse spécifique et l'équilibre des peuplements se traduisent par une diversité élevée. Toutefois, l'ouverture des milieux liée à l'anthropisation s'accompagne d'une présence relative plus importante des espèces exogènes (BERMAN *et al.* 2013a). Si certaines se montrent toujours discrètes malgré leur large répartition, d'autres se révèlent particulièrement envahissantes et causent à la faune locale des dégâts irréversibles (LE BRETON 2003, GRAILLES & RAVARY 2012).

La richesse de la myrmécofaune néo-calédonienne, combinée à sa sensibilité aux perturbations environnementales et à son échantillonnage relativement simple en font un groupe potentiellement très performant pour évaluer la santé écologique des milieux terrestres. Dès lors, l'Observatoire de l'environnement en NC (OEIL) souhaite étudier la possibilité de développer un ou plusieurs indicateurs myrmécologiques pertinents afin d'aider à ce travail d'évaluation écologique des différents écosystèmes terrestres du territoire. Ces outils devraient, in fine, pouvoir être utilisés par les gestionnaires afin de mettre en place les mesures adéquates qui permettront la conservation ou la restauration de ces milieux.

Chapitre II – L'étude de la myrmécofaune néo-calédonienne

II.1 Les campagnes d'échantillonnage de la myrmécofaune

Dans ce chapitre, les données issues des campagnes d'échantillonnage de la myrmécofaune menées depuis une quinzaine d'années sont compilées afin d'en extraire les informations nécessaires à l'élaboration d'indicateurs pertinents. Toutefois, ces campagnes ne suivent pas toutes les mêmes protocoles, ce qui complique ce travail de synthèse. Par exemple, les codes de l'environnement provinciaux demandent à ce que les communautés de fourmis soient systématiquement prises en compte dans le cadre des études d'impacts liées à des projets d'aménagements ou de prospections minières. Toutefois, ces études, très abondantes, visent essentiellement à rechercher les espèces envahissantes les plus néfastes à l'environnement néo-calédonien, plutôt qu'à la réalisation d'inventaires exhaustifs, l'objectif étant ici de ne pas favoriser la dissémination de ces espèces très impactantes pour les milieux naturels terrestres. Dès lors, faisant l'impasse sur ces nombreux travaux, les sources d'information retenues dans ce chapitre ont été extraites des seules études menées dans un cadre de recherche fondamentale et reposant sur des protocoles d'échantillonnage standardisés (Tableau 1 & Annexe 1).

Ainsi, CHAZEAU *et al.* (2003a) ont réalisé un inventaire myrmécologique de différents types de maquis miniers de basse altitude situés sur plusieurs massifs de la Province Sud. Leur étude a permis de recenser 51 espèces de fourmis, de mesurer les taux d'endémisme propres à chacun des sites échantillonnés et de souligner la valeur patrimoniale de ces milieux. Ils mettent également en évidence une grande hétérogénéité des situations selon les localités et révèlent l'impact des espèces envahissantes sur le reste de la myrmécofaune.

La même année, une étude similaire a été menée dans la forêt sèche de Nékoro, en Province Nord (CHAZEAU *et al.* 2003b), permettant la collecte de 25 espèces. Ici, les résultats soulignent la prédominance, dans la plupart de milieux de forêt sèche, des fourmis exogènes sur les espèces locales, ainsi que le fort impact des espèces envahissantes, en particulier la fourmi électrique *Wasmannia auropunctata*.

De leur côté, LE BRETON *et al.* (2003), étudiant les impacts de la fourmi envahissante *Wasmannia auropunctata* (fourmi électrique) sur la myrmécofaune néo-calédonienne en milieu de forêt humide, ont pu collecter un total de 23 espèces natives. Ces espèces étaient nettement plus abondantes en zone non-envahie. Seules quelques espèces cryptiques semblent résister à l'invasion par la fourmi électrique.

L'année suivante, des inventaires ont été réalisés sur les sites d'installation des infrastructures

minières et industrielles de GORO NICKEL (CHAZEAU *et al.* 2004). Les stations retenues, une vingtaine, ont été choisies afin d'obtenir une série représentative des différents types de milieux présents sur substrat ultramafique, du maquis ligno-herbacé à la forêt humide, en passant par les formations paraforestières. Ce travail a permis de recenser 66 espèces de fourmis et de révéler un taux d'endémisme de 65%. Une dizaine d'espèces exogènes ont également été récoltées et l'impact des plus néfastes d'entre elles (*W. auropunctata* et *A. gracilipes*) a pu être observé dans certaines stations.

En 2005, de nouveaux inventaires ont été menés dans le même secteur, se focalisant cette fois sur les milieux forestiers (JOURDAN & KONGHOULEUX 2005). Ils ont permis d'étendre la liste des espèces présentes dans ces massifs du grand Sud et de souligner à nouveau le fort taux d'endémisme observé.

Un peu plus tard, CUÉNOT *et al.* (2008), ainsi que BABY & JOURDAN (2010) ont poursuivi ce travail d'inventaire en étendant leur échantillonnage aux principales réserves spéciales de la Province Sud. Leur effort s'est particulièrement porté sur les milieux forestiers, dont les taux d'endémisme sont plus importants que ceux des milieux plus ouverts.

Référence	Type de milieu échantillonné	Site	Nombre de stations	Protocole (effort d'échantillonnage)
Chazeau <i>et al.</i> 2003a	maquis	Tontouta, Mont Dore	8	ALL (Winkler: 86 ; Barber: 55)
Chazeau <i>et al.</i> 2003b	forêt sèche	Nékoro	8	ALL (Winkler: 112 ; Barber: 68)
Le Breton <i>et al.</i> 2003	forêt humide	Parc Provincial de la Rivière Bleue	6	Barber: 168
Chazeau <i>et al.</i> 2004	maquis, paraforestier, forêt humide	Goro	22	ALL (Winkler: 223 ; Barber: 176)
Jourdan & Konghouleux 2005	forêt de piémont	Goro	3	ALL (Winkler: 51 ; Barber: 15)
Cuénot <i>et al.</i> 2008	forêt humide	Aires protégées du grand Sud	6	ALL (Winkler: 360 ; Barber: 360)
Baby & Jourdan 2010	maquis, paraforestier, forêt humide forêt d'altitude	Aires protégées de la Province Sud	6	ALL (Winkler: 240 ; Barber: 280)
Berman <i>et al.</i> 2013a	forêt humide, maquis, savane, fourrés à gaïac	Grande Terre	56	Appâts (20 * 56 = 1 120)
Berman <i>et al.</i> 2013b	Maquis, forêt humide, savane	Montagne des sources Aoupiné	9 4	ALL (Winkler: 45 ; Barber: 130)

Tableau 1. Récapitulatif des travaux pris en compte dans cette étude.

Enfin, plus récemment, BERMAN *et al.* (2013 a, b) ont réalisé des inventaires dans une cinquantaine de sites sur l'ensemble de la Grande-terre, s'intéressant à la plupart des différents milieux rencontrés sur substrats volcano-sédimentaires et ultramafiques : forêts humides, maquis, savanes à niaoulis,

fourrés à gaiacs. Ces travaux ont examiné les effets interactifs des feux anthropogéniques et des fourmis envahissantes (deux des principales menaces pesant sur la biodiversité locale) sur la diversité des fourmis natives. Ils mettent en évidence qu'en l'absence d'invasion, les fourmis épigées natives se montrent très résilientes au feu bien que la richesse et l'abondance de certains groupes diminuent de façon marquée. En revanche, la présence d'espèces envahissantes altère profondément la communauté de fourmis natives, la richesse et l'abondance des espèces natives déclinant proportionnellement à l'abondance de la fourmi électrique (*W. auropunctata*).

II.2 Les protocoles d'échantillonnage

La collecte exhaustive de la totalité des espèces de fourmis présentes dans un milieu est illusoire. Par exemple, les espèces vivant dans la canopée imposent des méthodes très lourdes pour accéder à ce compartiment du milieu (tours, radeau des cimes), ou très destructrices si on utilise des brouillards insecticides. C'est pourquoi l'échantillonnage de la myrmécofaune est généralement limité au compartiment de la litière. Le fait que la faune arboricole soit extrêmement réduite en NC (JOURDAN 1999) relativise cet inconvénient. Les diverses techniques de collecte des fourmis de la litière présentent chacune leurs avantages et leurs défauts (RAMAGE & RAVARY, 2016). Dès lors, l'association de techniques complémentaires offre un compromis acceptable entre la qualité de l'information extraite et l'effort d'échantillonnage. Le protocole *ALL* (*Ants of the Leaf Litter*), proposé par AGOSTI *et al.* (2000), s'est imposé comme un standard dans les études de la diversité de la myrmécofaune. Il permet d'obtenir des résultats calibrés et autorise ainsi des comparaisons entre des études réalisées par des équipes différentes, dans d'autres secteurs géographiques et d'autres habitats.

C'est ce protocole d'échantillonnage qui a été mis en œuvre dans les études présentées ci-dessus, à l'exception de l'une d'entre elles (BERMAN *et al.* 2013a).

Le protocole *ALL* associe deux techniques d'échantillonnage. La première fait intervenir des pièges d'interception de type Barber. L'autre est fondée sur l'extraction, par la technique Winkler, du produit de tamisage de la litière collectée sur une surface standardisée de 1 m². La longueur de transect recommandée est comprise entre 200 et 500 m (FISHER *et al.* 2000). Ce transect n'est pas nécessairement rectiligne car, dans un patch de taille modeste, il est parfois nécessaire de le réorienter pour rester dans un environnement homogène. Typiquement, sur chaque point d'échantillonnage (balisé tous les 10 m), un piège d'interception de type Barber (pitfall trap) est disposé (Figure 1, Annexe 3). La durée du piégeage est de 48 heures. Le prélèvement de litière est réalisé immédiatement après le relevé des pièges de Barber. Pour ce faire, la litière est vigoureusement tamisée et le produit du tamisage est recueilli dans des sacs de toile qui sont

ramenés au laboratoire pour extraction (Figure 1). Le temps standardisé de l'extraction par la méthode de Winkler est également de 48 heures.

Dans la seule étude n'ayant pas utilisé le protocole *ALL* (BERMAN *et al.* 2013a), l'échantillonnage de la myrmécofaune a été réalisé par la technique des appâts alimentaires (Figure 1) qui permet de simplifier la procédure tout en conservant un cadre standardisé. L'échantillonnage se révèle ici moins exhaustif qu'avec le protocole précédent car il fait notamment l'impasse sur les espèces très spécialisées et discrètes. Il permet néanmoins d'obtenir une bonne caractérisation de la myrmécofaune présente dans le milieu échantillonné.

II.3 Les listes d'espèces collectées

Ces inventaires permettent de dresser des listes d'espèces présentes dans les différents milieux qui composent le biotope néo-calédonien et nous offrent les bases nécessaires à la réflexion sur le développement d'indicateurs environnementaux pertinents. Les tableaux 3 à 5 (Annexe 2) compilent les données extraites des études présentées ci-dessus. Ces listes illustrent donc, dans l'état actuel de nos connaissances, la « diversité potentielle » qu'il est possible d'observer dans chacun des trois biotopes pris en compte (Forêt sèche, Maquis minier, Forêt humide). Malheureusement, il n'existe pas de clé générale d'identification pour la myrmécofaune néo-calédonienne et plusieurs espèces collectées ne sont toujours pas nommées. Toutefois, l'identification des spécimens récoltés est toujours possible au niveau du genre, a minima. Dans ce cas, et en attendant l'éventuelle révision taxonomique qui viendrait clarifier la situation, le spécimen se voit attribuer un code propre à la localité dans laquelle il a été échantillonné, en complément de son nom de genre. Dès lors, il apparaît évident que la probabilité pour que des spécimens collectés dans des secteurs différents et donc s'étant vus attribués des codes différents, appartiennent finalement à une seule et même espèce n'ayant pas encore été nommée, est loin d'être négligeable. Par exemple, il est hautement probable que sur les 11 espèces *Pheidole* récoltées en forêt humide sur substrat ultramafique, mais dans des secteurs (*i.e.* codes) différents (Tableau A.2.3), certaines d'entre elles appartiennent à une seule et même espèce. Ces probables redondances dans les listes d'espèces viennent réduire d'emblée la diversité potentielle, sans que nous sachions, en l'état actuel de nos compétences, en estimer la portée.

II.4 Les estimateurs de diversité

Au-delà du nombre d'espèces recensées dans un milieu (*S obs*), qui est l'estimateur de richesse le plus immédiat, le protocole *ALL* autorise le calcul de plusieurs indices de diversité permettant de

caractériser les différents sites échantillonnés (cf. Annexe 1). Ces indices intègrent la richesse spécifique (S_{obs}) et l'abondance relative des individus de chaque taxon collectés dans les pièges de Barber ou les sacs Winkler (CHAZEAU *et al.* 2004). Ils permettent de mettre en évidence d'éventuels phénomènes de dominance d'espèce dans le milieu, ce qui traduit, le cas échéant, une communauté peu diversifiée.

Les trois principaux indices estimateurs de la diversité spécifique sont:

- l'indice Alpha (α),
- l'indice de diversité Shanon (H')
- l'indice de diversité Simpson ($1/D$)

Plus la valeur de ces indices est élevée, plus la communauté de fourmis peut être considérée comme diversifiée, c'est-à-dire comportant peu d'espèces dominantes. Il est communément admis que des communautés obtenant une valeur de l'indice H' de Shanon inférieure à 1,5 ou une valeur de l'indice $1/D$ de Simpson inférieure à 1 sont fortement perturbées ou dominées par une espèce (CHAZEAU *et al.* 2004).

Par ailleurs, la taille de l'échantillonnage étant nécessairement limitée, toutes les espèces présentes dans le biotope ne peuvent pas être récoltées et la valeur de la richesse observée se trouve minorée par rapport à la richesse totale du milieu. Divers estimateurs (*e.g.* bootstrap, jackknife1, Chao2, ICE) permettent de majorer la richesse observée ($S_{théo}$) en tenant compte de l'incidence des espèces fréquentes et/ou peu fréquentes ou uniques. Ces estimateurs sont relatifs. Ainsi, pour un estimateur donné, le milieu présentant la plus forte valeur à la richesse spécifique la plus importante.

Outre ces différents indices, il est également intéressant de prendre en considération le nombre d'espèces endémiques recensées. C'est en effet dans ce compartiment de la myrmécofaune (et par extension, de tous les autres taxons représentés) que réside la véritable richesse du biotope néo-calédonien. Toutefois, le statut biogéographique de nombreuses espèces reste encore incertain et la règle retenue concernant toutes ces espèces autochtones dont la répartition régionale est inconnue est de retenir par défaut le statut de « natives » (ou « indigènes »). Par conséquent, dans les inventaires réalisés sur le territoire, le nombre d'espèces endémiques à la NC se trouve nécessairement minoré, ce qui tend à abaisser le taux d'endémisme observé au sein du milieu étudié.

L'application de ces estimateurs de diversité aux données obtenues lors des différents inventaires présentés ci-dessus est compilée en Annexe 1. Globalement, il ressort de ces études qu'au sein de mêmes formations végétales (maquis ligno-herbacés, para-forestiers ou forêts humides) une grande variabilité dans la richesse des communautés de fourmis est observée entre différents sites étudiés. Ces différences peuvent s'expliquer par la nature des sites (types de formations végétales

représentées, faciès géologique), leur taille et probablement la distance par rapport à d'autres ensembles floristiques et faunistiques (*i.e.* la « matrice », BERMAN 2013) qui conditionne les échanges entre les populations. Par ailleurs, il apparaît que le nombre d'espèces recensées et la valeur des principaux estimateurs de richesse augmentent avec la fermeture du milieu, à la condition néanmoins que le site ne soit pas dominé par l'une ou l'autre des espèces envahissantes, en particulier la fourmi électrique (CHAZEAU *et al.* 2003a, 2004, LE BRETON *et al.* 2003). A l'inverse, le nombre des espèces exogènes introduites tend à diminuer dans les milieux forestiers par rapport aux maquis miniers. Ainsi les maquis ligno-herbacés présentent la richesse la plus faible (CHAZEAU *et al.* 2003a, 2004). Ce sont aussi ces milieux qui subissent le plus le phénomène invasif. Les maquis paraforestiers présentent une myrmécofaune beaucoup plus riche, avec des taux d'endémisme très importants. Ils peuvent toutefois être eux aussi soumis à la pression des espèces envahissantes. Enfin, les communautés les plus riches, stables (peu de dominance) et diversifiées sont observées dans les milieux forestiers (CHAZEAU *et al.* 2004, CUÉNOT *et al.* 2005, BABY & JOURDAN 2010), même si de grandes variations existent entre sites forestiers. Ils semblent le mieux résister au phénomène invasif. Néanmoins, les rares sites forestiers étudiés où l'espèce envahissante *Pheidole megacephala* a été recensée montrent à leur tour une grande sensibilité face à l'arrivée de cette peste (BERMAN *et al.* 2013a).

II.5 L'approche des groupes fonctionnels

Les communautés de fourmis ont une grande importance écologique mais sont relativement complexes à appréhender en milieu tropical où elles sont extrêmement diversifiées. C'est encore plus vrai lorsqu'une révision taxonomique complète n'a pas encore été réalisée. Toutefois, leur classification en groupes fonctionnels peut faciliter l'interprétation de leur réponse aux perturbations environnementales. Cette approche s'inspire de la classification des habitats basée sur les associations végétales définies par la phytosociologie. Elle a été particulièrement utilisée en Australie (ANDERSEN 1995a, ANDERSEN *et al.* 1998, 2003, MAJER *et al.* 2013), aux U.S.A. (ANDERSEN 1997b) et plus récemment en NC (BERMAN 2013, BERMAN *et al.* 2013a,b). Ces groupes fonctionnels ont été définis en intégrant les diverses dimensions des niches écologiques, telles que le régime alimentaire, la localisation des nids ou les stratégies de fourragement. Pour être utilisées, ces classifications doivent être adaptées localement aux communautés de fourmis. Pour la NC, ce travail a été réalisé par Berman (2013), en tenant compte des spécificités de la myrmécofaune native et de la présence de nombreuses espèces exotiques. Les résultats de cette adaptation sont présentés dans le tableau 2.

Un des avantages de cette approche est qu'elle permet de s'affranchir d'une expertise trop exigeante en taxonomie puisque l'identification des spécimens peut s'arrêter au niveau du genre, les espèces d'un même genre partageant toutes le même groupe fonctionnel, à l'exception des espèces exotiques

qui sont quant à elles rassemblées dans les groupes « weedy opportunists » (WO) ou « Dominant opportunists » (DO), indépendamment de leurs genres respectifs¹.

Grace à cette approche, BERMAN *et al.* (2013a, b) ont révélé une forte similarité des assemblages fonctionnels entre forêts sur sols volcano-sédimentaires et ultrabasiques. Dans ces habitats, les « Generalized Myrmicinae » (GM) et les « Forest Opportunists » (FOP) sont les groupes les plus abondants. Leurs travaux ont également permis de mettre en évidence une congruence des réponses des communautés face à l'invasion par les espèces envahissantes, tant au niveau spécifique et générique qu'au niveau des groupes fonctionnels. Ils permettent d'observer une forte différenciation des sites forestiers dans leur composition en espèces natives en fonction de la distribution des espèces exotiques : les espèces GM et FOP sont nettement plus abondantes en milieu non-envahi. Ces espèces natives étant en compétition directe avec les principales envahissantes, elles pourraient ainsi constituer un indicateur pertinent du phénomène invasif.

Ce schéma a permis la détection de réponses significatives de groupes fonctionnels face aux impacts synergiques des feux et des espèces envahissantes, alors même que peu de données étaient disponibles sur la taxonomie des espèces. Ainsi, les réponses de plusieurs groupes fonctionnels ont permis de désigner les indicateurs de la restauration des sites après un incendie. Les espèces « Spécialistes de Climat Tropical » (TCS) notamment, ainsi que les « Opportunistes Forestières » (FOP, en particulier les espèces du genre *Rhytidoponera*) et les « Myrmicines Généralistes » (GM) se comportent comme des pionnières de la recolonisation des sites brûlés, mais sont également très sensibles à la présence des espèces envahissantes. A l'inverse, les espèces inféodées à la litière telles que les « Généralistes Cryptiques » (CG) se révèlent davantage tolérantes à l'ouverture du milieu (incendies, fragmentation) et à l'invasion.

Une telle approche semble donc particulièrement recommandée pour comparer des réponses entre habitats possédant peu d'espèces en commun. Elle peut se substituer avantageusement à une approche basée uniquement sur les espèces.

¹ Il existe toutefois quelques exceptions puisque la myrmécofaune néocalédonienne comporte également un petit nombre d'espèces discrètes d'origine exogène (*e.g. Strumigenys emmae*, *S. rogeri*, *S. godeffroyi*) qui sont intégrées au groupe des « Prédateurs Cryptiques » (CP).

Groupes fonctionnels	Code	Description	Genres locaux
Cold Climate Specialists	CCS	genres particulièrement diversifiés dans les régions bio-climatiques "froides à tempérées"	<i>Monomorium, Dolichoderus</i>
Cryptic Generalists	CG	espèces généralistes, petites à minuscules, vivant dans le sol et la litière	<i>Solenopsis, Carebara, Adelomyrmex, Poner, Hypoponera, Cryptopone, Vollenhovia</i>
Cryptic Predators	CP	prédatrices spécialisées, petites à minuscules, vivant dans le sol et la litière	<i>Strumigenys, Discothyrea, Proceratium, Prionopelta, Amblyopone, Eurhopalothrix, Calyptomyrmex</i>
Dominant Dolichoderinae	DD	espèces très actives dans les milieux chauds et ouverts où elles peuvent être dominantes	<i>Iridomyrmex</i>
Dominant Opportunists	DO	espèces invasives, ultra-dominantes (unicoloniales)	<i>Anoplolepis gracilipes, Pheidole megacephala, Wasmannia auropunctata</i>
Epigaeic Predators	EP	espèces prédatrices spécialisées, très mobiles	<i>Anochetus, Cerapachys, Leptogenys, Myrmecia, Orectognathus, Platythyrea</i>
Forest Opportunists	FOP	espèces natives, opportunistes, inféodées aux milieux forestiers humides	<i>Leptomyrmex, Rhytidoponera, Parapatrechina, Tetramorium</i>
Generalised Myrmicinae	GM	espèces ubiquistes très compétitives grâce à leurs recrutements de masse sur les sources de nourriture	<i>Pheidole, Crematogaster</i>
Subordinate Camponotini	SC	espèces ubiquistes potentiellement dominantes en l'absence de DD ou DO	<i>Camponotus, Polyrhachis</i>
Tropical Climate Specialists	TCS	genres particulièrement diversifiés dans les régions bio-climatiques "tropicales"	<i>Lordomyrma, Meranoplus</i>
Weedy Opportunists	WO	espèces rudérales, le plus souvent exogènes, fortement inféodées aux habitats dégradés	<i>Brachymyrmex, Cardiocondyla, Ochetellus, Odontomachus, Paratrechina, Nylanderia, Plagiolepis, Solenopsis, Tapinoma, Technomyrmex</i>

Tableau 2. Classification des espèces de fourmis néo-calédoniennes en groupes fonctionnels, modifiée depuis le schéma initial par Andersen (1995a), d'après Berman 2013.

CARTE 1: LOCALISATION DES SITES D'INVENTAIRES MYRMECOLOGIQUES ET REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CORRESPONDANTES



Chapitre III – Sélection des indicateurs myrmécologiques potentiels

Dans le cadre de cette étude, il convient maintenant de synthétiser et de hiérarchiser les informations pertinentes afin de sélectionner les indicateurs potentiellement opérant pour la caractérisation des pressions exercées sur les milieux terrestres néo-calédoniens. Idéalement, une fois mis à l'épreuve et validés par des études de terrain, ces outils pourront montrer leur utilité dans le diagnostic de l'état de santé écologique des milieux terrestres, ainsi que dans l'évaluation des processus de restauration écologique des sites naturels ayant subi des perturbations environnementales de type incendies ou exploitation minière, comme c'est le cas dans d'autres parties du monde (MAJER *et al.* 1984, ANDERSEN 1997, MAJER 1992, MAJER & DE KOCK 1992 GERLACH *et al.* 2013), le retour d'une myrmécofaune locale riche et dynamique traduisant alors une restauration correctement menée.

En outre, une préoccupation importante chez les gestionnaires de l'environnement concerne la difficulté de la mise en œuvre du bioindicateur, ainsi que le temps et le coût financier qui doivent lui être consacrés (ANDERSEN 2010). C'est particulièrement vrai pour des groupes faunistiques tels que les invertébrés terrestres dont la connaissance est traditionnellement moins approfondie que pour d'autres taxons. Il convient d'en tenir compte dans l'élaboration de ces indicateurs qui doivent pouvoir être utilisés sans un recours à une expertise trop pointue.

III.1 Limites théoriques à la mise en œuvre d'indicateurs myrmécologiques en NC

A l'instar d'autres régions du monde, l'utilisation des fourmis comme bioindicateurs de l'état environnemental des habitats et de leurs processus écologiques est une approche stimulante et pleine de promesses en NC. Cependant, des limites propres au territoire semblent quelque peu pondérer les possibilités de mise en œuvre de ces indicateurs. Certaines, telles que la difficulté d'identification de certaines espèces locales, peuvent toutefois être contournées, tandis que d'autres devront faire l'objet d'études spécifiques visant à valider certains postulats de bases.

Ainsi, l'absence de clé de détermination des morphoespèces néo-calédoniennes permettant d'identifier les spécimens collectés peut apparaître comme une difficulté, empêchant notamment la comparaison des listes d'échantillonnage entre sites d'étude. Toutefois, si cette analyse taxonomique fait défaut en NC, la caractérisation des communautés de fourmis peut avantageusement se satisfaire d'une approche se limitant au niveau du genre. En outre, l'approche des groupes fonctionnels permet également de s'affranchir de cette limite et autorise les comparaisons des communautés de fourmis entre différentes zones d'étude.

Par ailleurs, de nombreuses études menées à travers le monde indiquent que la composition des communautés de fourmis reflètent généralement bien l'occupation du milieu par les autres groupes d'invertébrés, la richesse de la myrmécofaune étant souvent corrélée à celle d'autres invertébrés tels que les termites, les coléoptères ou les scorpions (FOX & FOX 1982, MAJER 1983, 1985, MAJER & DE KOCK -1992, ANDERSEN *et al.* 1998, ABENSPERG-TRAUN & STEVEN 1996, OLIVER & BEATTIE 1996). Or en NC, le manque d'études permettant de corréler l'état des communautés de fourmis à celui d'autres compartiments de la faune invertébrée constitue une autre difficulté pour la mise en œuvre d'indicateurs myrmécologiques sur le territoire. En effet, la plupart des études se sont attachées à montrer l'impact des espèces envahissantes sur la faune invertébrée locale (LE BRETON 2003, MONTEITH *et al.* 2006, JOURDAN : *communication personnelle*). En revanche, à notre connaissance, aucune étude spécifique n'a été menée pour analyser les rapports entre la myrmécofaune native et les autres communautés invertébrées en absence de phénomène invasif, ce qui représente une limite importante à l'application de bioindicateurs myrmécologiques.

Par conséquent, il est important de souligner ici que les indicateurs proposés dans la section suivante demeurent des pistes de recherche et doivent encore être soumis à l'épreuve du terrain afin de valider leur pertinence et de préciser, par l'acquisition de données, leurs grilles de lecture respectives.

Les études qui seront éventuellement menées en ce sens devront s'attacher à respecter un protocole hautement standardisé, quelle que soit la technique d'échantillonnage retenue (*ALL*, appâts...) selon une saisonnalité bien définie (en dehors des périodes fraîches ou de sécheresse).

Enfin, historiquement, certains milieux terrestres tels que les forêts d'altitude ou « forêts de mousse » (alt. > 900m) n'ont fait l'objet que de peu d'inventaires myrmécologiques en NC. Leurs communautés de fourmis sont donc relativement mal connues, mais les données suggèrent un fort taux d'endémisme (BABY & JOURDAN 2010). Par conséquent, en attente d'études plus approfondies, les indicateurs proposés dans cette section ne peuvent s'appliquer à ces milieux particuliers.

III.2 Le phénomène invasif

III.2.1 Pression liée aux espèces envahissantes (*fiche 1*)

A l'instar de nombreuses îles du Pacifique, la NC est un territoire particulièrement sensible à l'introduction d'espèces exogènes (MCGLYNN 1999). Elle compte à ce jour une trentaine d'espèces de fourmis introduites. Parmi celles-ci, trois² figurent parmi les espèces les plus envahissantes à l'échelle

² Par ailleurs, l'espèce à caractère envahissant *Solenopsis geminata* (la fourmi de feu tropicale) est également présente sur l'ensemble du territoire, mais à l'inverse des autres espèces envahissantes, n'étant pas elle-même unicoloniale et se reproduisant par des vols nuptiaux, elle ne forme pas de vastes populations sur le territoire calédonien. Son impact

du globe (LOWE *et al.* 2000, HOLWAY *et al.* 2002) : la fourmi électrique *W. auropunctata* (FE), la fourmi folle jaune *A. gracilipes* (FFJ) et la fourmi noire à grosse tête (FNGT) sont des pestes majeures en NC. Depuis leur introduction sur le territoire, ces trois espèces unicoloniales, disséminées essentiellement par l'Homme, n'ont cessé de conquérir la Grande Terre ainsi que les îles, profitant des perturbations induites par les activités humaines, notamment l'ouverture des milieux par le défrichage et les incendies, pour s'implanter et coloniser de nouveaux espaces. Leurs impacts environnementaux très importants sont déjà avérés sur le territoire: compétition avec les espèces de fourmis locales qui finissent par disparaître (LE BRETON 2003), pression extrême sur les autres invertébrés à travers la prédation ou le harcèlement (LE BRETON 2003, MONTEITH *et al.* 2006), ainsi que sur certains vertébrés tels que lézards et oiseaux (JOURDAN *et al.* 2001). Ultérieurement, lorsque les populations d'envahissantes sont bien établies, leurs élevages intensifs d'insectes suceurs de sève exercent une pression importante sur la végétation.

Tous les travaux mentionnés dans cette étude s'accordent à considérer ces trois espèces envahissantes comme sources de perturbations majeures des différents biotopes terrestres néo-calédoniens. Non seulement ces envahissantes s'avèrent capables de dominer numériquement les espèces natives (CHAZEAU *et al.* 2003a, b, 2004 ; LE BRETON *et al.* 2003 ; JOURDAN & KONGHOULEUX 2005 ; CUÉNOT *et al.* 2008 ; BABY & JOURDAN 2010 ; BERMAN *et al.* 2013a,b) mais leur présence altère également la structure même des communautés myrmécologiques, certains groupes d'espèces se montrant tolérants à l'invasion tandis que d'autres y sont très sensibles et disparaissent très vite (BERMAN *et al.* 2013a,b).

Des préférences écologiques différentes, ainsi qu'une grande intolérance mutuelle font que ces trois espèces envahissantes partagent rarement un même site. Elles se distribuent ainsi selon un gradient allant des habitats ouverts tels que les maquis (FFJ), aux forêts humides (FNGT), la FE ayant le spectre le plus large et monopolisant les habitats intermédiaires (BERMAN *et al.* 2013a).

L'impact environnemental de ces trois pestes, couplé à la simplicité par laquelle elles peuvent être détectées nous conduit à considérer la présence et l'abondance de ces espèces envahissantes comme un premier indicateur pertinent de la santé écologique d'un milieu (Fiche 1). Aucun milieu naturel ne semble pouvoir échapper à ces fourmis envahissantes (à l'exception des fourrés à Gaïac), ce qui souligne l'extrême importance d'éviter leur dissémination. Cet indicateur s'applique donc à tous les biotopes. Seule l'identité des espèces envahissantes change selon le milieu concerné. Cet indicateur myrmécologique permet d'évaluer concrètement le phénomène invasif et d'acquiescer ainsi une estimation de l'ampleur de la perturbation que la seule approche floristique ou phytosociologique ne

environnemental est ainsi moins prononcé et cantonné aux zones ouvertes à herbacées, son milieu de prédilection. C'est pourquoi elle est moins souvent prise en compte dans les études concernant le phénomène invasif.

permet pas d'appréhender, puisque l'impact des fourmis envahissantes sur la végétation n'est éventuellement observable qu'après un certain délai.

III.2.2 Réponses des communautés de fourmis au phénomène invasif (fiche 2)

Le développement de vastes populations d'espèces envahissantes modifie la structure des communautés de fourmis. L'approche des « groupes fonctionnels » permet d'analyser les réponses des communautés face à l'invasion, notamment en milieu de forêt humide (BERMAN *et al.* 2013a,b). Il ressort de ces analyses que les espèces discrètes (« Cryptic Generalists » et « Cryptic Predators ») sont celles qui résistent le mieux à l'invasion. Elles ne permettent donc pas de différencier les milieux envahis des milieux non-envahis. En revanche, l'abondance des espèces opportunistes de forêt (« Forest Opportunists ») ainsi que des myrmicines généralistes (« Generalized Myrmicines ») chute de manière très importante en milieu envahi. Cette variable explique en très grande partie les différences de communautés entre milieux envahis et non-envahis (BERMAN *et al.* 2013a).

Dès lors, l'abondance de ces deux groupes fonctionnels (FOP et GM) au sein des communautés constitue un indicateur permettant de rendre compte de la réponse des communautés de fourmis face au phénomène invasif en milieu forestier. Ce deuxième indicateur complète avantageusement le premier car il permet de le moduler en traduisant l'impact réel des envahissantes sur la myrécofaune locale. Ces espèces épiquées mobiles sont relativement faciles à collecter par les méthodes classiques (Barber, Winkler et appâts) et l'identification au niveau du genre est également très abordable avec un minimum d'expertise en taxonomie.

III.3 Groupes marqueurs de perturbations environnementales

L'anthropisation des espaces naturels en NC induit la perte d'habitats particulièrement riches et représente une menace pour la biodiversité locale. Elle s'illustre à travers les perturbations liées notamment aux incendies ou aux défrichements, lesquels ont pour conséquence l'ouverture des milieux et la fragmentation des paysages. Ces modifications profondes des biotopes néo-calédoniens favorisent également la dissémination des espèces exogènes qui constituent souvent une pression supplémentaire pour les espèces locales. L'analyse des communautés de fourmis peut permettre d'évaluer l'intensité de ces phénomènes.

III.3.1 Espèces caractéristiques des milieux ouverts perturbés (fiche 3)

Outre les trois espèces envahissantes déjà prises en compte, la NC compte à ce jour près d'une trentaine d'espèces de fourmis exogènes introduites. Bien qu'elles se retrouvent dans tous les

principaux biotopes, ces espèces sont avant tout communes dans les milieux anthropisés ou les milieux naturels perturbés. Toutefois, elles ne sont pas considérées comme des menaces écologiques importantes (à l'exception de l'espèce *Solenopsis geminata*). Ces espèces appartiennent toutes au groupe fonctionnel des « Weedy Opportunists » (les trois pestes envahissantes étant regroupées au sein des « Dominant Opportunists »). Elles sont très abondantes dans les habitats ouverts et perturbés (savanes, maquis ligno-herbacés et fourrés) et lorsque les conditions sont particulièrement défavorables, elles peuvent même être les seules espèces de fourmis présentes. A l'inverse, elles se montrent plus discrètes lorsque les conditions (couvert végétal, humidité, épaisseur de la litière) permettent aux espèces natives de réinvestir le milieu. Ainsi, l'abondance de ces espèces exogènes pas ou peu envahissantes représente un indicateur de la dégradation des conditions liée à l'ouverture du milieu. Le retour des conditions plus favorables à la myrmécofaune native, notamment la refermeture du milieu après l'arrêt de la perturbation, entraîne une baisse de la représentation de ces espèces exogènes au sein de la communauté. Lorsqu'un milieu perturbé n'est pas envahi par l'une des trois espèces DO (c'est le cas par exemple pour de nombreux maquis d'altitude), l'abondance de ces espèces exogènes opportunistes WO peut constituer un indicateur intéressant pour évaluer la dynamique de reconstitution de la myrmécofaune locale liée au processus de refermeture du milieu, en particulier lorsque des opérations de réhabilitation écologique sont menées.

III.3.2 Pression liée aux incendies (fiche 4)

La fréquence soutenue des feux depuis l'arrivée des hommes en NC contribue au tragique recul des habitats originels. Les milieux forestiers en subissent les premières conséquences, avec un recul extrêmement important des surfaces occupées. Sous l'effet du feu, ces habitats ont été convertis en savanes à niaoulis (*Melaleuca sp.*) ou en maquis miniers, milieux très ouverts à partir desquels le processus successional de refermeture est particulièrement lent du fait de la nature même des sols. Ces profondes modifications entraînent un appauvrissement des communautés de fourmis. Toutefois, en l'absence d'espèces envahissantes, les espèces épigées natives (TCS, FOP et GM) se montrent résilientes au feu et se comportent comme des espèces pionnières du processus de recolonisation (BERMAN 2013). Il apparaît donc qu'un indicateur basé sur l'abondance de ces trois groupes fonctionnels au sein des sites forestiers brûlés constitue un outil intéressant pour évaluer le processus de recolonisation du milieu après un incendie. Cette capacité de résilience aux incendies peut toutefois être contrariée lorsque le milieu perturbé est envahi par les DO. Cet indicateur peut alors gagner toute son utilité dans le cadre de programmes d'éradication de ces espèces envahissantes (GRAILLES & RAVARY 2012).

III.3.3 Pression liée à la fragmentation (fiche 5)

La fragmentation forestière transforme un paysage forestier en une mosaïque de patches séparés par des formations végétales plus ouvertes, pouvant aller jusqu'au sol totalement nu dans le contexte minier (CORIFOR, 2016). L'isolement dû aux barrières physiques imposées par la fragmentation peut conduire à l'extinction de populations entières d'espèces dont les capacités de dispersion limitées ne permettent pas de s'affranchir de ces barrières. Chez les fourmis, les vols nuptiaux des espèces à « fondation indépendante³ » peuvent éventuellement rompre l'isolement des populations. En revanche, les espèces à « fondation dépendante » ne sont pas capables de franchir des espaces inter-fragments trop importants et leurs populations peuvent se retrouver isolées au sein de ces patches, avec tous les risques induits en termes d'appauvrissement génétique et de risques stochastiques d'extinction. La réponse des communautés à la fragmentation du milieu dépend donc à la fois de la taille des fragments, de leur distance par rapport aux autres ensembles floristiques et des caractéristiques étho-écologiques de chaque espèce.

BERMAN (2013) a analysé ce phénomène, apparemment difficile à appréhender. Il ressort de ses travaux que l'abondance des espèces appartenant au groupe fonctionnel des « Tropical Climate Specialists » (TCS), composé à une large majorité des espèces du genre *Lordomyrma*, diminue fortement avec l'isolement. Ces espèces typiques des forêts humides peuvent également se retrouver au sein des marges plus ouvertes ainsi que dans les patches ayant subi le feu, tant que ces milieux ne sont pas envahis. Toutefois, leur capacité de dispersion limitée ne leur permet pas de franchir des barrières écologiques trop larges. Leur abondance constitue dès lors un marqueur intéressant du phénomène de fragmentation de l'habitat et de sa dynamique temporelle.

³ Chez les fourmis, la « fondation indépendante » est la période au cours de laquelle la reine, tout juste fécondée lors du vol nuptial, initie, de façon solitaire, le développement d'une nouvelle colonie. Le vol nuptial permet un brassage génétique entre colonies très distantes. Les reines ailées peuvent parfois se disperser sur de longues distances et franchir ainsi certains espaces inter-fragmentaires. Chez les espèces à « fondation dépendante », les reines nouvellement fécondées au sein même de leurs propres nids, quittent « à pied » leur nid d'origine, accompagnées par un groupe d'ouvrières. Le brassage génétique repose alors sur les capacités de dispersion des seuls mâles et les nouvelles colonies ne se forment que par bouturage de proche en proche.

III.4 Etat de santé écologique des milieux

Sous réserve de la mise à l'épreuve et de la validation des cinq indicateurs myrmécologiques proposés dans cette étude, ainsi que de la détermination de leurs seuils d'abondance respectifs (cf. fiches d'application), les résultats obtenus pour chacun d'entre eux peuvent se combiner et permettre ainsi le diagnostic de l'état de santé des milieux terrestres, notamment forestiers. Ce nouvel indicateur général pourrait alors constituer un outil efficace dans la conservation des sites patrimoniaux ou le suivi des processus de restauration écologique des zones dégradés, en permettant d'adapter les mesures de gestion selon l'état de leurs communautés de fourmis.

Ainsi, pour chacun des cinq indicateurs pressentis, les seuils d'abondance respectifs pourront permettre de distinguer des « scores » écologiques propres à chacun d'entre eux. Ces scores correspondent aux intervalles bornés par deux seuils d'abondance successifs, comme illustré dans l'exemple ci-dessous (indicateur 1, cf. fiche 1).

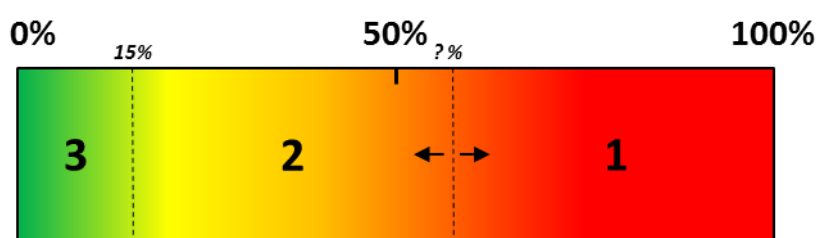


Figure 1. Grille de lecture correspondant à l'indicateur n°1 (seuils d'abondance restant à définir).

Ici, trois scores peuvent être attribués en fonction de l'abondance des espèces envahissantes au sein de la communauté de fourmis de la zone étudiée⁴. D'après les données compilées en Annexe 1, il apparaît qu'une abondance inférieure à 15% (1^{er} seuil) impacte peu la myrmécofaune native. Dans ce cas, l'espèce envahissante reste bien souvent cantonnée aux marges des patches étudiés. Un tel résultat dans l'échantillonnage de la myrmécofaune permet d'attribuer un score écologique maximal de 3/3. En revanche, dès que ces populations d'envahissantes s'étendent et que leur présence au sein de l'échantillonnage augmente, entraînant la disparition progressive de la plupart des espèces locales, le score écologique diminue jusqu'à sa valeur minimale (1/3). Des valeurs d'abondance intermédiaires traduisent un processus d'invasion encore en cours, ou une certaine hétérogénéité du milieu (score intermédiaire : 2/3).

De la même façon, des scores écologiques peuvent être attribués pour chacun des quatre autres indicateurs. Ainsi, l'augmentation de la présence des espèces exogènes pas ou peu envahissantes dans l'échantillonnage (espèces WO ; indicateur 3) peut se traduire par un score décroissant, passant

⁴ Le nombre de scores pour cet indicateur, comme pour les quatre autres, est fonction du nombre de seuils d'abondance qui restent encore à déterminer.

d'une valeur maximale (espèces WO peu abondantes, caractéristique des milieux fermés) à une valeur minimale (espèces WO abondantes à très abondantes, typique des milieux ouverts).

Par ailleurs, l'augmentation de l'abondance des espèces locales TCS, FOP et/ou GM dans l'échantillonnage permet d'évaluer tour à tour : la réponse des communautés de fourmis à la pression des espèces envahissantes (indicateur 2), leurs capacités de résilience après incendie (indicateur 4), ou leur réponse au phénomène de fragmentation forestière (indicateur 5). Ici, les grilles de lecture de ces trois indicateurs sont à l'inverse de celles des indicateurs 1 & 3 : les scores maximaux (3/3) sont attribués aux faunes pour lesquelles les espèces appartenant à ces trois groupes fonctionnels sont les plus abondantes.

En additionnant les scores des indicateurs 1 & 3 d'une part (« indicateur espèces exogènes », score mini : 2, score maxi : 6), puis ceux des indicateurs 2, 4 & 5 (« indicateur espèces locales », score mini : 3, score maxi : 9) d'autre part, puis en combinant ces deux nouveaux paramètres, il est alors possible de produire un nouvel indicateur général relatif à l'état de santé écologique de la zone étudiée, comme illustré dans la figure 2.

Au final, le rapport de dominance entre espèces exogènes (DO, WO) et locales (TCS, FOP, GM) permet de caractériser simplement une communauté myrmécologique et de mettre en place cet indicateur général de l'état écologique du site échantillonné.

		EXOGENES (INDICATEURS 1 + 3)				
SCORES		2	3	4	5	6
LOCALES (INDICATEURS 2 + 4 + 5)	3					
	4					
	5					
	6					
	7					
	8					
	9					

Figure 2. Grille de lecture correspondant à l'indicateur global de l'état de santé écologique d'un milieu. Les scores respectifs pour les indicateurs 1 à 5 restent à définir et ne sont proposés ici qu'à titre d'exemple, en prenant pour hypothèse la possibilité d'attribuer, pour chacun des cinq indicateurs, des scores allant de 1 à 3.

Le code des couleurs illustrant l'état de santé écologique d'un milieu est le suivant :



Chapitre IV – Conclusion et perspectives

La sensibilité des communautés de fourmis aux perturbations écologiques, combinée à leur rôle-clé au sein des écosystèmes et à leur échantillonnage relativement aisé en font un taxon potentiellement très adapté à l'évaluation écologique des milieux terrestres. Elles ont ainsi été utilisées à de nombreuses reprises afin d'estimer le niveau global de la biodiversité, l'ampleur des perturbations ou encore l'efficacité des programmes de restauration (RAMAGE & RAVARY 2016). Dans cette étude, la possibilité d'appliquer cet outil au contexte néo-calédonien a été évaluée. Il en ressort que, malgré certaines lacunes dans les données scientifiques disponibles, la myrmécofaune du territoire présente de nombreuses caractéristiques permettant l'élaboration d'indicateurs de l'état de santé des principaux milieux terrestres du territoire. Par ailleurs, l'approche dite des « groupes fonctionnels », en se limitant au niveau du genre, permet de s'affranchir d'une expertise taxonomique encore parcellaire, tout en autorisant les comparaisons entre communautés de fourmis de différentes zones d'étude.

Cinq indicateurs myrmécologiques potentiels ont été sélectionnés. Ils offrent la possibilité de rendre compte du phénomène invasif, très prégnant en NC, en évaluant la pression liée aux espèces exogènes envahissantes (indicateur 1) et la réponse des communautés de fourmis locales à cette pression (indicateur 2). Les trois autres indicateurs permettent d'analyser l'ampleur du phénomène d'anthropisation des écosystèmes terrestres néo-calédoniens et d'évaluer l'intensité des perturbations qui lui sont liées, telles que l'ouverture des milieux par les défrichements ou les incendies (indicateurs 3 & 4), ainsi que les conséquences de la fragmentation forestière engendrée par ces perturbations majeures (indicateur 5). Combinés, ces cinq indicateurs peuvent permettre de mettre en œuvre un indicateur général de l'état de santé d'un milieu. L'ensemble de ces outils pourra alors montrer son utilité dans le diagnostic écologique des milieux terrestres, notamment des zones d'intérêt patrimonial, ainsi que dans l'évaluation des processus de restauration des zones dégradées.

Pour remplir cet objectif, de nouvelles études sont requises. Il convient en effet de valider les cinq indicateurs myrmécologiques proposés, en réalisant des séries d'échantillonnages au sein de zones-témoins se caractérisant par différents types (incendies, défrichements) et niveaux de perturbations, depuis des zones de forêts denses humides encore indemnes, jusqu'aux maquis les plus ouverts. Ces inventaires, fondés sur des protocoles d'échantillonnage robustes, devront permettre d'établir les seuils d'abondance à partir desquels des scores écologiques seront attribués. Les sites ayant déjà fait l'objet d'inventaires standardisés (*cf.* références dans le tableau 1, carte 1) représentent alors des zones-témoins adéquates pour la réalisation de ces études complémentaires.

Bibliographie

- ABENSPERG-TRAUN M., ARNOLD G.W., STEVEN D.E., SMITH G.T., ATKINS L., VIVEEN J.J, AND GUTTER M. 1996.** Biodiversity indicators in semiarid, agricultural Western Australia. *Pacific Conservation Biology* 2: 375-389
- AGOSTI, D., MAJER, J. D., ALONSO, L. E. & SCHULTZ, T. R. 2000.** *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington and London. 280 pp.
- ALONSO L.E. 2000.** Ants as indicators of diversity. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington DC, 80-88.
- ALONSO L.E. & AGOSTI, D. 2000.** Biodiversity studies, monitoring and ants: an overview. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington DC , 1-8.
- ANDERSEN, A. N. 1995a.** A Classification of Australian Ant Communities, Based on Functional Groupes Which Parallel Plant Life-Forms in Relation to Stress and Disturbance. *Journal of Biogeography*, 22(1): 15-29.
- ANDERSEN, A. N. 1995b.** Measuring more of biodiversity: genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73: 39-43.
- ANDERSEN, A. N. 1997a.** Using Ants as bioindocators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology. *Conservation Ecology*, 1(1): 1-17.
- ANDERSEN, A. N. 1997b.** Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography*, 24: 433-460.
- Andersen A.N. 2010.** Functional groups in ant community ecology, in Lach L, Parr C.L and Abbott K, editors. *Ant ecology*. Oxford University Press, pp 142-144.
- ANDERSEN, A. N. & MAJER, J. D. 1991.** The structure and biogeography of rainforest ant communities in the Kimberely region of northwestern Australia. In McKenzie, N. L., Johnston, R. B. & Kendrick, P. J. (eds). *Kimberley Rainforests of Australia*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, NSW.
- ANDERSEN A.N & MAJER J.D. 2004.** Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in ecology and the environment* 2: 291-298.
- ANDERSEN, A. N., MORRISON, S. & BELBIN, L. 1996.** *The Role of Ants in Minesite Restoration in the Kakadu Region of Australia's Northern Territory, with Particular Reference to Their Use as Bio-indicators*. Final Report to the Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, Australia. 101 pp.
- ANDERSEN A.N., MORRISON S., BELBIN L.,ASHWATH N., AND BRENNAN K. 1998.** The role of ants in minesite restoration in the Kakadu region of Australia's Northern Territory, with particular reference to their use as bioindicators. *Supervising Scientific Report 130, Supervising Scientist, Canberra*.
- ANDERSEN A.N., LUDWIG J.A., LOWE L.M., & RENTZ D.C.F. 2001** Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology* 26: 213-222.
- ANDERSEN A.N., HOFFMANN B.D., MÜLLER W.J., AND GRIFFITHS A.D. 2002.** Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39: 8-17.

ANDERSEN A.N. HOFFMANN, B. D. AND SOMES J. 2003. Ants as indicators of minesite restoration: community recovery at one of eight rehabilitation sites in central Queensland. *Ecological Management & Restoration* 4: S12-S19.

ANDERSEN A.N., FISHER A., HOFFMANN B.D., READ J.L., AND RICHARDS R. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29: 87–92.

BABY E. & JOURDAN H. 2010. Inventaire myrmécologique des aires protégées de la Province Sud. Phase 2 : études des réserves du Mont Do, du Pic Ninga, du Mont Humboldt, de Nodéla et des Chutes de la Madeleine. *Rapport de Convention DENV Province Sud – IRD*. 31 pp.

BERMAN M. 2013. Impacts of anthropogenic fires and invasive ants on native ant diversity in New Caledonia: from genes to communities. PhD Thesis, Université Montpellier 2 & Charles Darwin University, 232pp.

BERMAN, M. ANDERSEN, A. N., HÉLY, C. & GAUCHEREL, C. 2013a. Overview of the Distribution, Habitat Association and Impact of Exotic Ants on Native Ant Communities in New Caledonia. *PLOS One*, 8(6): e67245.

BERMAN, M. ANDERSEN, A. N. & IBANEZ, T. 2013b. Invasive ants as back-seat drivers of native ant diversity decline in New Caledonia. *Biological Invasions*, 15: 2311-2331.

BERMAN, M. AUSTIN, C. M. & MILLER, A. D. 2014. Characterisation of the complete mitochondrial genome and 13 microsatellite loci through next-generation sequencing for the New Caledonian spider-ant *Leptomymex pallens*. *Molecular Biology Reports*, 41: 1179-1187.

BISEVAC L. & MAJER J.D. 1999. Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral sand mines and heathland, Western Australia. *Restoration Ecology* 7: 117-126.

BOND W.J. 1993. Keystone species. In: Schulze ED, Mooney HA (eds) *Biodiversity and ecosystem function*. Springer, Berlin Heidelberg, 237-253.

CHAZEAU J., JOURDAN H., SADLER R. BONNET DE LARBOGNE, KONGHOULEUX, J. & POTIAROA T. 2003a. Identification, typologie et cartographie des groupements végétaux de basse altitude du grand Sud Calédonien et de la vallée de la Tontouta. Caractérisation écologique, botanique et zoologique des écosystèmes représentatifs de ces secteurs. Rapport final. *Convention Province-Sud / IRD*. 54 pp.

CHAZEAU J., JOURDAN H., BONNET DE LARBOGNE, KONGHOULEUX, J. & POTIAROA T. 2003b. Etude floristique et faunistique de la forêt sèche de Nékoro. 2^{ème} partie. Evaluation de l'intégrité de la faune par l'étude de la myrmécofaune. *Rapport de recherche, lettre de commande Programme Forêt Sèche / IRD*. 36 pp.

CHAZEAU J., JOURDAN H., BONNET DE LARBOGNE, KONGHOULEUX, J. & POTIAROA T. 2004. Recherche des caractéristiques faunistiques des habitats se trouvant sur les sites retenus pour l'installation des infrastructures minières et industrielles du complexe de Goro Nickel. *Contrat de consultation institutionnelle Goro Nickel / IRD*. 80 pp.

CORIFOR. CARACTÉRISATION DES CONNECTIVITÉS STRUCTURELLE ET FONCTIONNELLE DES PAYSAGES FRAGMENTÉS SUR SOLS ULTRAMAFIQUES. 2016. Rapport final. Etude réalisée dans le cadre des programmes de recherche financés par le CNRT « Nickel & son environnement ». 90 pp.

CUÉNOT J., KONGHOULEUX J., BABY E. & JOURDAN H. 2008. Inventaire myrmécologique des aires

protégées de la Province Sud. Première étude réalisée sur les réserves du Pic du Pin, de Cap N'dua, du Grand Kaori, de la Forêt Cachée, de la Forêt Nord et de Yaté Barrage. *Rapport de Convention DENV Province Sud – IRD*. 33 pp.

DINEY R.H.L. 1986. Assessments using invertebrates: posing the problem. *In: Wildlife conservation evaluation* (ed M.B. Usher). Chapman and Hall, London , England, pp 271-293.

FISHER B.L., Malsch A.K.F., Gadagkar R., Delabie J.H.C., Vasconcelos H.L. & Majer JD. 2000. Applying the ALL protocol. Selected case studies: *In Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington DC, **207-214.**

FLOREN A., BIUN A., AND LIENMAIR K.E. 2002. Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. *Oecologia* 131:137-144.

FOLGARAIT, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1221-1244.

FOX B.J. & FOX M.D. 1982. Evidence for interspecific competition influencing ant species diversity in a regenerating heathland. In (R.C. Buckley, ed.): *Ant-plant interactions in Australia*, Dr W. Junk Press, The Hague, The Netherlands, pp. 99-110.

GERLACH, J., SAMWAYS, M. & PRYKE, J. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17: 831-850.

GRAILLES M. & RAVARY F. 2012. Synthèse des connaissances actuelles sur *Wasmannia auropunctata* en forêt dense humide et dans le maquis en Nouvelle-Calédonie. Rapport rédigé pour le Parc Provincial de la Rivière Bleue, fiche action MT-C5, 131pp.

HÖLDOBLER B. & WILSON E.O. 1990. The Ants. Harvard University Press, Cambridge, Mass.

HOLWAY D.A., LACH L., SUAREZ A.V., TSUTSUI N.D., AND CASE T.J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 181-233.

JOLIVET P. 1996. *Ants and plants. An example of coevolution.* (Enlarged edition). Backhuys Publishers, Leiden.

JONES C.G., LAWNTON J.H., AND SCHACHAK M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373 – 386.

JOURDAN H. 1999. Dynamique de la biodiversité de quelques ecosystems terrestres néo-calédoniens sous l'effet de l'invasion de la fourmi peste *Wasmannia auropunctata*. PhD Thesis, Université Paul Sabatier, Toulouse.

JOURDAN H. & KONGHOULEUX J. 2005. Bilan entomologique des noyaux forestiers dits « S2 et S5 », à Prony, définies par Goro Nickel SA. *Rapport d'expertise réalisé par l'IRD pour Goro Nickel SA*. 16 pp.

JOURDAN H., SADLIER R. & BAUER A. 2001. Little fire ant invasion (*Wasmannia auropunctata*) as a threat to New Caledonian Lizard: Evidences from a sclerophyll forest (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 38 (3): 283-301.

KASPARI M. & MAJER J.D. 2000. Using ants to monitor environmental change. *In Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington, DC , p 89-98.

- LACH L. PARR C.L. & ABBOTT K.L. 2010.** *Ant Ecology*. Oxford University Press Inc., NY. 429 pp.
- LE BRETON J. 2003.** Interactions entre la fourmi peste *Wasmannia auropunctata* et le reste de la myrmécofaune. Comparaison de la situation dans une zone envahie : la Nouvelle-Calédonie et dans sa zone d'origine: la Guyane. Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse, 233 pp.
- LE BRETON, J., CHAZEAU, J. & JOURDAN, H. 2003.** Immediate impact of invasion by *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera: Formicidae) on native litter ant fauna in New Caledonian rainforest. *Austral Ecology*, 28: 204-209.
- LOWE S., BROWNE M. AND BOUDJELAS S. 2000.** 100 of the world's worst invasive alien species. *Aliens* 12: S1–S12.
- MCGLYNN T. P. 1999.** The worldwide transfer of ants: geographical distribution and ecological invasions. *Journal of Biogeography*, 26: 535-548.
- MCMAHON J.A., MULL J.F., AND CRIST T.O. 2000.** Harvester ants: their community and ecosystem influences. *Annual Review of Ecological Systematics* 31: 265–291.
- MAJER, J. D. 1983.** Ants: bio-Indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management*, 7(4): 375-383.
- MAJER, J.D. 1985.** Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Austr. Journal of Ecology* 10: 31-48.
- MAJER J.D. 1989,** (editor). *Animals in primary succession: the role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- MAJER J.D. & DE KOCK A.E. 1992.** Ant recolonization of sand mines near Richards Bay, South Africa: an evaluation of progress with rehabilitation. *South African Journal of Science* 88: 31-36.
- MAJER, J. D., ORABI, G. & BISEVAC, L. 2007a.** Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. *Myrmecological News*, 10: 69-76.
- MAJER, J. D., BRENNAN, K. E. C. & MOIR, M. L. 2007b.** Invertebrates and the Restoration of a Forest Ecosystem: 30 Years of Research following Bauxite Mining in Western Australia. *Restoration Ecology*, 15(4): 104-115.
- MAJER, J. D., DAY, J. E., KABAY, E. D. & PERRIMAN, W. S. 1984.** Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. *Journal of Applied Ecology*, 21: 355-375.
- MAJER, J. D., HETERICK, B., GOHR, T., HUGHES, E., MOUNSHER, L. & GRIGG, A. 2013.** Is thirty-seven years sufficient for full return of the ant biota following restoration? *Ecological Processes*, 2: 1-12.
- MCGEOCH, M. A. 1998.** The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73: 181-201.
- MCGEOCH M.A. ET AL. 2011.** Conservation and monitoring of invertebrates in terrestrial protected areas. *Koedoe* 53 (2), 13 pp.
- MUELLER U.G., SCHULTZ T.R, CURRIE C., ADAMS R., AND MALLOCH D. 2001.** The origin of the attine ant-fungus symbiosis. *Quarterly Review of Biology* 76: 169-197.
- MYERS, N. 1988.** Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist*, 8: 187-208.
- MYERS, N. 1990.** The biodiversity challenge: expanded hotspot analysis. *Environmentalist*, 10: 243-256.

- MYERS, N., MITTERMEIER, R., MITTERMEIER, C., DA FRONSCA, G. & KENT, J. 2000.** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- OLIVER, I. & BEATTIE, A. J. 1996.** Designing a Cost-Effective Invertebrate Survey: A Test of Methods for Rapid Assessment of Biodiversity. *Ecological Applications*, 6(2): 594-607.
- PARMESAN C. ET AL. 1999.** Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579-583.
- PIM, S. L., RUSSELL G. J., GITTLEMAN J. L. & BROOKS T. 1995.** The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.
- PRIMACK, R. B. & ROS, J. 2002.** *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel Ciencias. Barcelona, Spain. 375 pp.
- RAMAGE T. & RAVARY F. 2016.** Les bioindicateurs myrmécologiques : synthèse bibliographique. Etude réalisée pour l'Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie (ŒIL), 38 pp.
- RAVARY F. 2015.** Elaboration d'indicateurs myrmécologiques relatifs aux suivis environnementaux des zones de stockage du site industriel de VALE NC. Rapport réalisé pour l'Observatoire de l'Environnement en Nouvelle-Calédonie (ŒIL), 44pp.
- ROSENBERG D.M., DANKS H.V., AND LEHMKUHL D.M. 1986.** Importance of insects in environmental impact assessment. *Environmental Management* 10: 773-783.
- SCHULENBERG, T. S. & AWBREY, K. (ed.). 1997.** *The Cordillera del Condor region of Ecuador and Peru: a biological assessment*. RAP Working Papers 7. Washington: Conservation International. 231 pp.
- SCHULTZ T.R. & MCGLYNN T.P. 2000.** The Interaction of Ants with Other Organisms. In: Agosti D., Majer J., Alonso E. & Schultz T., (eds.). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Biological Diversity Handbook Series*.
- TOBIN J.E. 1994.** Ants as Primary Consumers: Diet and Abundance in the Formicidae. In: Hunt J.H. & Nalepa C.A. (eds) *Nourishment and Evolution in Insect Societies*. Westview Press, Oxford, pp 279-307.
- UNDERWOOD, E. C. & FISHER, B. L. 2006.** The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*, 132: 166-182.
- WARD, P. 1985.** Taxonomic congruence and disparity in an insular ant fauna: *Rhytidoponera* in New Caledonia. *Systematic Biology*, 34: 140-151.
- WILSON E.O. 1987.** Causes of ecological success: the case of the ants. *J. of Animal Ecology* 56: 1-9.
- YORK A. 2000.** Long-term effects of frequent low-intensity burning on ant communities in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *Austral Ecology*, 25: 83-98.

Annexes

Annexe 1.

Synthèse des résultats obtenus lors des inventaires myrmécologiques effectués sur les massifs ultramafiques du grand Sud. Protocole : ALL : Ants of the Leaf Litter (B :Barber, nombre d'espèces recensées ; W : Winkler, nombre d'espèces recensées. Sthéo* : compte-tenu des probables redondances d'espèces entre listes, la richesse « théorique » (ou potentielle) est comprise entre une valeur minimale (redondances très importantes) et maximale (redondances inexistantes). Présence et abondance des deux espèces envahissantes *W.auropunctata* et *A.gracilipes*. END : taux d'endémisme ; nombre et pourcentage d'espèces Locales et Introduites ; G/S(locales) : rapport du nombre de genres observés sur le nombre d'espèce locales observées.

Sources : CHAZEAU *et al.* 2003a,b, 2004 ; JOURDAN & KONGHOULEUX 2005 ; CUÉNOT *et al.* 2008 ; BABY & JOURDAN 2010.)

	MILIEU	Station	Protocole	Stheo *	S obs	W.aurapundata	Agracilipes	END	Locales	Introduites	Indice G/S (locales)	Indices de diversité			Groupe Fonctionnel
												α	H'	1/D	
Chazeau et al 2003a	Tontouta Maquis Paraf rivulaire sur sol brun	MB (Tontouta)	ALL (B.8, W:11)	64-81	14	27% (++)	+	1 (7,1%)	4 (28,6%) 5(35,7%)	10 (71,4%) 9(64,3%)	1 (4/4 ou 5/5)	2,2	1,3	2,5	5: DO(2), WO(7), CG(3), CP, GM
	Tontouta Maquis arbustif sur sol ferrallitique (galacs)	MO (Tontouta)	ALL (B.2, W:3)	64-81	3	96% (++++)	-	1 (33%)	1 (33%)	2 (66%)	1	0,4	0,2	1,1	3: WO, FOP, DO
	Tontouta Maquis paraf sur pente	F (Tontouta)	ALL (B.11, W:20)	64-81	22	30% (++)	+	10 (45%)	16 (72,8%)	6 (27,2%)	0,81	4	1,9	4,6	8: GM(3), EP, DO(2), FOP(4), WO(4), CP(4), CCS(2), CG
	Goro Maquis à Gymnostoma	S1 (Grd Sud)	ALL (B.9, W:10)	64-81	14	+	100% (++++)	4 (28,6%)	11 (78,6%)	3 (21,4%)	0,82	2,5	0,5	1,2	7: EP, DO(2), WO(2), CG(2), FOP(4), GM(2), CP
	Goro Maquis paraf à Arillostrum	S2 (Grd Sud)	ALL (B.7, W:12)	64-81	14	-	100% (++++)	-35,70%	10 (71,4%)	4 (28,6%)	0,7	22,9	0,8	1,5	7: EP, CCS, CG(2), FOP(3), GM(3), WO(3), DO
	Goro Maquis paraf à Metrosideros sur cuirasse	S3 (Grd Sud)	ALL (B.10, W:17)	64-81	22	-	-	20 (91%)	22 (100%)	0	0,55 (12/22)	4,9	1,1	1,7	7: CP(4), CG(2), FOP(6), TCS(2), CCS(5), EP, GM(2)
	Mont Dore Maquis arbustif sur serpentines	P1 (Mont Dore)	ALL (B.5, W:10)	64-81	10	55% (+++)	-	1 (10%)	3 (30%)	7 (70%)	1	1,5	0,7	1,4	5: WO(6), CG, GM, CP, DO
Chazeau et al 2003b	Mont Dore Maquis ligni-herbacé à Codia discolor sur sol ferrallitique colluvial	P2 (Mont Dore)	ALL (B.3, W:3)	64-81	4	100% (++++)	-	0	0	4		0,4	0,01	1	3: WO(2), CP, DO
	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N1	ALL (B.13, W:16)	38	17	70% (+++)	+	0	7 (41%)	10 (59%)	1	3,4	2	4,5	7: WO(10), DO(2), FOP, CCS, CG, GM, EP
	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N2	ALL (B.13, W:16)	38	16	70% (+++)	+	0	7 (44%)	9 (56%)	1	3	2,1	5,3	7: WO(9), DO(2), FOP, CCS, CG, GM, EP
	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N3	ALL (B.11, W:16)	38	16	75% (+++)	+	0	8 (50%)	8 (50%)	1	2,9	2,2	7,3	7: WO(8), DO(2), SC, CCS, CG, GM, EP
	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N4	ALL (B.3, W:4)	38	6	99% (++++)	+	0	0	6 (100%)	-	0,7	0	1	2: WO(4), DO(2)
	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N5	ALL (B.8, W:13)	38	17	75% (+++)	+	0	7 (41%)	10 (59%)	1	2,3	0,2	1,1	7: WO(10), DO(2), FOP, CCS, CG, GM, EP
	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N6	ALL (B.6, W:13)	38	15	70% (+++)	+	0	6 (40%)	9 (60%)	1	3,2	1,6	3	6: WO(9), DO(2), FOP, CCS, CG, GM
Chazeau et al 2004	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N7	ALL (B.9, W:18)	38	18	75% (+++)	+	0	8 (44%)	10 (56%)	1	2,3	0,6	1,3	7: WO(9), DO(2), FOP, CCS, CG(2), CP(2), EP
	Nékoro Forêt sèche de Nékoro	N8	ALL (B.5, W:14)	38	15	99% (++++)	+	0	7 (47%)	8 (53%)	1	1,6	0,1	1	8: WO(6), DO(2), FOP, CCS, CG, GM, CP(2), EP
	Goro Maquis LH	G18	ALL (B.9, W:8)	64-81	13		60% (+++)	4 (31%)	7 (54%)	6 (46%)	0,86	2,6	1,9	4,6	8: EP, DO, WO(5), CCS, CG, FOP, GM(2), SC
	Goro Maquis LH	Z1	ALL (B.4, A.5)	64-81	6	50% (+++)	-	0	2 (33%)	4 (66%)	1	nc	nc	nc	3: WO(4), DO, DO
	Goro Maquis arbustif	G20	ALL (B.5, W:5)	64-81	8	85% (++++)	-	4 (50%)	5 (73%)	3 (37%)	0,8	1,1	0,32	1,1	5: WO(2), FOP(2), CG, GM(2), DO
	Goro Maquis arbustif	Z2	ALL (B.10, W:6)	64-81	13	+	+	5 (38%)	7 (54%)	6 (46%)	0,86	nc	nc	nc	5: DO(2), WO(4), FOP(4), GM(2), SC
	Goro Maquis arbustif	G1	ALL (B.7, W:5)	64-81	9	-	-	7 (78%)	9 (100%)	0	0,78	1,9	0,8	1,5	4: FOP(6), CCS, GM, SC
	Goro Maquis arbustif	G1b	ALL (B.6, W:6)	64-81	8	-	-	7 (88%)	8 (100%)	0	0,62	1,5	0,9	1,8	4: CCS(2), FOP(3), GM(2), SC
	Goro Maquis arbustif	G2	ALL (B.6, W:5)	64-81	9	-	-	7 (78%)	8 (89%)	1 (11%)	0,55	2,4	1	1,7	4: WO, FOP(5), CCS(2), SC
	Goro Maquis paraforestier à Arillostrum	G9	ALL (B.7, W:12)	64-81	15	45% (++)	-	11 (73%)	13 (87%)	2 (13%)	0,69	2,7	1	2	9: CG, WO, TCS, CCS(2), EP, FOP(5), GM(2), SC, DO
	Goro Maquis paraforestier à Arillostrum	G9b	ALL (B.4, W:7)	64-81	8	98% (++++)	+	4 (50%)	4 (50%)	4 (50%)	1	1,1	0,1	1	6: CG, DO(2), WO(2), CP, FOP, GM
	Goro Maquis paraforestier à Gymnostoma	G3	ALL (B.7, W:13)	64-81	16	+	-	11 (69%)	15 (94%)	1 (6%)	0,67	3,4	1,3	2,3	9: EP, FOP(6), TCS, CCS(3), WO, GM, SC, CP, DO
	Goro Maquis paraforestier à Gymnostoma	G7	ALL (B.7, W:4)	64-81	10	-	100% (++++)	4 (40%)	8 (80%)	2 (20%)	0,87	1,5	0,4	1,2	7: EP, DO, WO(2), CP, CCS, FOP(3), GM
	Goro Maquis paraforestier à Gymnostoma	Z4	ALL (B.8, W:11)	64-81	15	-	-	11 (73%)	14 (93%)	1 (7%)	0,67	4,1	2	5,2	8: EP(2), WO, CP(2), TCS, CG, FOP(5), GM(2), SC
	Goro Maquis paraforestier de piémont et suréboulis	G19	ALL (B.14, W:16)	64-81	20	-	+	12 (60%)	17 (85%)	3 (15%)	0,76	3,7	1,4	2,1	10: EP, DO, SC(2), WO(2), CP, FOP(7), TCS(2), CCS, CG, GM(2)
	Goro Formation pré-forestière	G5	ALL (B.8, W:16)	91	18	75% (+++)	-	13 (72%)	16 (89%)	2 (11%)	0,75	3,2	1	1,9	10: CG(3), EP, CP, FOP(4), TCS(2), CCS(3), WO, GM, SC, DO
	Goro Formation pré-forestière	G5b	ALL (B.7, W:11)	91	14	-	-	86%	14 (100%)	0	0,71	2,7	0,5	1,2	6: CG(2), CP, FOP(4), TCS(3), CCS(3), GM
	Goro Forêt rivulaire	G22	ALL (B.9, W:14)	91	16	-	-	81%	15 (94%)	1 (6%)	0,67	3,7	1,9	4,7	8: CG(2), SC, FOP(6), TCS, WO, CCS(2), GM(2), CP
	Goro Forêt à Arillostrum	G10	ALL (B.6, W:12)	91	14	95% (++++)	-	57%	9 (64%)	5 (36%)	0,67	1,7	0,2	1,1	7: CG, WO(4), CP, FOP(4), GM(2), SC, DO
	Goro Forêt à Arillostrum	G10b	ALL (B.15, W:16)	91	16	40% (++)	85% (++++)	56%	13 (81%)	3 (19%)	0,54	2,8	1,8	4,5	8: CG(2), DO(2), SC, WO, CCS(2), FOP(3), GM(2), CP(3)
Jourdan & Longhoulou -2005	Goro Forêt à Arillostrum	G16	ALL (B.12, W:9)	91	15	-	-	73%	14 (93%)	1 (7%)	0,6	3,1	1,5	3,2	6: EP, SC(2), CP, FOP(8), WO, GM
	Goro Forêt à Arillostrum	G6	ALL (B.7, W:14)	91	16	-	-	81%	16 (100%)	0	0,75	3,4	1,4	2,6	6: CG(3), GM(3), CP(2), TCS(2), CCS(2), FOP(4)
	Goro Forêt de piémont sur alluvions colluvions	G12	ALL (B.10, W:19)	91	23	-	-	70%	23 (100%)	0	0,65	4,9	2	4,9	8: EP(2), SC(3), CP(3), CG, FOP(6), TCS(2), CCS(2), GM
	Goro Forêt de piémont sur alluvions colluvions	G17	ALL (B.8, W:13)	91	16	-	-	88%	16 (100%)	0	0,69	2,9	1,4	2,9	7: CP, CG(3), SC, FOP(4), CCS(3), TCS(3), GM(2)
	Goro Forêt de piémont sur alluvions colluvions	S2 (transect1)	ALL (B.4, W:19)	91	20	5% (+)	-	80%	19 (95%)	1 (5%)	0,68	nc	nc	nc	9: CP(2), EP, SC, FOP(6), TCS(2), CCS(3), GM(3), CG(2), DO
	Goro Forêt de piémont sur alluvions colluvions	S2 (transect2)	ALL (B.3, W:19)	91	20	65% (+++)	-	85%	19 (95%)	2 (5%)	0,63	nc	nc	nc	8: CP(4), CG, TCS(2), CCS(3), EP, FOP(4), GM(4), DO
	Goro Formation pré-forestière	S5	ALL (B.8, W:19)	91	21	-	-	81%	21 (100%)	0	0,62	nc	nc	nc	6: CP(5), CG(2), FOP(6), TCS(3), CCS, GM(4)
Cuénat et al 2008	PS Forêt humide	Réserve du Pic du Pin	ALL	91	32	+	-	66%	29 (91%)	3 (9%)	0,45	9,8	2	3,3	8: GM(6), TCS(4), FOP(4), CP(4), CG(8), WO(2), DO
	PS Forêt humide	Réserve du PdGK	ALL	91	29	+	-	76%	28 (97%)	1 (3%)	0,57	6,1	2,6	10,3	9: CCS(4), GM(3), FOP(4), CG(4), TCS(3), CP(5), EP(4), SC, DO
	PS Forêt humide	Réserve du Cap N'Dua	ALL	91	8	100% (++++)	-	50%	7 (87%)	1 (13%)	0,71	0,6	0,1	1	6: DO, CP(2), WO(2), GM, FOP, TCS
	PS Forêt humide	Réserve de la Forêt Cachée	ALL	91	23	+	+	61%	21 (91%)	2 (7%)	0,57	5,2	2,1	4,1	9: GM(3), TCS(2), CCS(2), FOP(6), CP(3), DO(2), EP, CG(3), SC
	PS Forêt humide	Réserve de la Forêt Nord	ALL	91	30	+	+	53%	27 (90%)	3 (10%)	0,59	4,5	1,8	3	10: GM(3), FOP(4), CG(7), TCS(3), CP(2), CCS(3), SC, EP(4), DO, WO(2)
	PS Forêt humide	Yaté Barrage	ALL	91	26	(++)	-	69%	25 (96%)	1 (4%)	0,56	6,1	2,4	6,8	8: GM(3), CCS(4), DO, CG(4), FOP(7), CP(2), TCS(4), EP
Baby & Jourdan 2010	PS Maquis LH plus ou moins hydromorphe	Réserve Madeleine	ALL (B.5)	64-81	5	75% (+++)	-	60%	3 (60%)	2 (40%)	1	0,8	0,6	1,6	4: DO, WO, GM, SC(2)
	PS Maquis + Forêt dense humide à Araucaria et Nothofagus	Réserve Mont DO	ALL (B., W:19)	91	23	+	-	91,30%	22 (96%)	1 (4%)	0,64	6,5	2,4	6,5	9: FOP(4), GM(2), CP(3), CCS(3), CG(2), TCS(5), DO, DO, EP(2)
	PS Forêt d'altitude, mousse	Réserve Mt Humboldt	ALL (B.5, W:9)	91	10	+	+	80%	8 (80%)	2 (20%)	0,88	1,8	1,2	2,1	7: CCS(2), DO(2), TCS, CP(2), DO, FOP, CG
	PS Forêt humide	Réserve de Nodéla	ALL (B.8, W:19)	91	31	+	+	81%	29 (94%)	2 (6%)	0,62	5,6	1,6	3,2	10: GM(3), WO(2), FOP(6), CG(2), TCS(6), CP(4), CCS(2), EP(2), DO(2), DO(2)
	PS Forêt humide d'altitude	Réserve Pic Ninga	ALL (B.8, W:19)	91	20	+	-	85%	19 (95%)	1 (5%)	0,63	3,5	1,3	2,2	9: FOP(4), GM(3), TCS(2), CG(3), CP(3), EP(2), DO, CCS, DO

Annexe 2.

Listes d'espèces recensées dans les principaux biotopes de Nouvelle-Calédonie.

Tableau 3. Liste des espèces recensées en forêt sèche.

Tableau 4. Liste des espèces recensées en maquis minier.

Tableau 5. Liste des espèces recensées en forêt humide.

Sources : CHAZEAU *et al.* 2003a,b, 2004 ; JOURDAN & KONGHOULEUX 2005 ; CUÉNOT *et al.* 2008 ; BABY & JOURDAN 2010, BERMAN 2013)

Sous-famille	Espèce	Statut (*)	Groupe fonctionnel
Dolichoderinae	<i>Leptomyrmex pallens</i>	ELoc	FOP
	<i>Ochetellus cf. glaber</i>	ELoc	WO
	<i>Tapinoma melanocephalum</i>	EInt	WO
	<i>Tapinoma minutum</i>	EInt	WO
	<i>Technomyrmex albipes</i>	EInt	WO
Ectatominae	<i>Rhytidoponera fulgens</i>	ELoc (end)	FOP
Formicinae	<i>Anoplolepis gracilipes</i>	EInt	DO
	<i>Brachymyrmex cf. obscurior</i>	EInt	WO
	<i>Camponotus sommeri</i>	ELoc	SC
	<i>Nylanderia vaga</i>	EInt	WO
	<i>Paraparatrechina foreli</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Paraparatrechina cf. minutula</i>	EInt	WO
	<i>Paraparatrechina sp. 2</i>	ELoc	FOP
	<i>Paraparatrechina sp. 201003</i>	ELoc	FOP
	<i>Paratrechina longicornis</i>	EInt	WO
	<i>Plagiolepis alluaudi</i>	EInt	WO
	<i>Polyrhachys guerini</i>	ELoc	SC
Myrmicinae	<i>Cardiocondyla emeryi</i>	EInt	WO
	<i>Carebara sodalis</i>	ELoc	CG
	<i>Crematogaster sp.</i>	ELoc (end)	GM
	<i>Monomorium floricola</i>	EInt	WO
	<i>Monomorium sp. 1</i>	ELoc	CCS
	<i>Monomorium sp. 2</i>	ELoc	CCS
	<i>Monomorium sp. 3</i>	ELoc	CCS
	<i>Orectognathus sarasini</i>	ELoc (end)	EP
	<i>Pheidole luteipes</i>	ELoc (end)	GM
	<i>Pheidole sp. 2</i>	ELoc	GM
	<i>Pyramica sp.</i>	ELoc	CP
	<i>Solenopsis geminata</i>	EInt	WO
	<i>Solenopsis papuana</i>	ELoc	CG
	<i>Strumigenys emmae</i>	EInt	WO
	<i>Tetramorium simillimum</i>	EInt	WO
	<i>Tetramorium tenuicrinis</i>	ELoc	FOP
	<i>Tetramorium tonganum</i>	ELoc	FOP
	<i>Wasmannia auropunctata</i>	EInt	DO
Ponerinae	<i>Anochetus graeffei</i>	ELoc	EP
	<i>Odontomachus cf. simillimus</i>	ELoc	WO
	<i>Ponera leae</i>	ELoc	CG

Tableau 3. Liste des 38 espèces collectées en **forêt sèche** (d'après CHAZEAU *et al.* 2003b). ELoc : Espèces Locales (endémiques ou natives), EInt : Espèces Introduites. En rouge, les espèces introduites envahissantes. Groupes fonctionnels : cf. Tableau II.5.a.

Sous-famille	Espèce	Statut (*)	Groupe fonctionnel
Dolichoderinae			
	<i>Iridomyrmex cf. calvus</i>	ELoc (end)	DD
	<i>Leptomymex nigriceps</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Ochetellus cf. glaber</i>	ELoc	WO
	<i>Tapinoma melanocephalum</i>	EInt	WO
Ectatominae	<i>Technomyrmex albipes</i>	EInt	WO
	<i>Rhytidoponera numeensis</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Rhytidoponera versicolor</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Rhytidoponera littoralis</i>	ELoc (end)	FOP
Formicinae	<i>Rhytidoponera sp. 020823</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Rhytidoponera sp. 020909</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Rhytidoponera sp. 020909-I</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Anoplolepis gracilipes</i>	EInt	DO
Myrmicinae	<i>Brachymymex cf. obscurior</i>	EInt	WO
	<i>Camponotus gambeyi</i>	Eloc	SC
	<i>Nylanderia vaga</i>	EInt	WO
	<i>Paraparatrechina caledonica</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Paraparatrechina foreli</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Paraparatrechina sp. 020821</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Paraparatrechina sp. GA</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Paraparatrechina sp. GB</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Paraparatrechina sp. GD</i>	ELoc (end)	FOP
	<i>Paratrechina longicornis</i>	EInt	WO
	<i>Polyrhachis guerini</i>	ELoc	SC
	<i>Adelomyrmex sp. GA</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Anonychomyrma sp. GA</i>	ELoc (end)	?
	<i>Anisopheidole sp.</i>	ELoc	GM
	<i>Calyptomymex sp. A</i>	ELoc	CP (?)
	<i>Cardiocondyla emeryi</i>	EInt	WO
	<i>Cardiocondyla wroughtonii</i>	EInt	WO
	<i>Carebara sodalis</i>	ELoc (end)	CG
	<i>Eurhopalothrix caledonica</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Lordomyrma sp. 020823</i>	ELoc (end)	TCS
	<i>Lordomyrma sp. 020823-I</i>	ELoc (end)	TCS
	<i>Lordomyrma sp. GA</i>	ELoc (end)	TCS
	<i>Lordomyrma sp. GD</i>	ELoc (end)	TCS
	<i>Lordomyrma sp. GE</i>	ELoc (end)	TCS
	<i>Meranoplus levellei</i>	ELoc (end)	TCS
	<i>Monomorium floricola</i>	EInt	WO
	<i>Monomorium longipes</i>	ELoc (end)	CCS

	<i>Monomorium melleum</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Monomorium tricolor</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Monomorium sp. A</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Monomorium sp. B</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Monomorium sp. C</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Monomorium sp. D</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Monomorium sp. GA</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Monomorium sp. GB</i>	ELoc (end)	CCS
	<i>Orectognathus sarasini</i>	ELoc (end)	EP
	<i>Pheidole luteipes</i>	ELoc (end)	GM
	<i>Pheidole sp. 020821</i>	ELoc	GM
	<i>Pheidole sp. 020826</i>	ELoc	GM
	<i>Pheidole sp. 020829-I</i>	ELoc	GM
	<i>Pheidole sp. 020829-II</i>	ELoc	GM
	<i>Pheidole sp. GB</i>	ELoc (end)	GM
	<i>Pheidole sp. GC</i>	ELoc (end)	GM
	<i>Pheidole sp. GD</i>	ELoc (end)	GM
	<i>Podomyrma sp.</i>	ELoc (end)	GM
	<i>Pyramica sp. A</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Solenopsis geminata</i>	EInt	WO
	<i>Solenopsis cf. papuana</i>	ELoc	CG
	<i>Strumigenys emmae</i>	EInt	WO
	<i>Strumigenys sp. A</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Strumigenys lamia</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Tetramorium tonganum</i>	ELoc	FOP
	<i>Tetramorium tenuicrinis</i>	ELoc	FOP
Ponerinae	<i>Tetramorium sp. GA</i>	ELoc	FOP
	<i>Wasmannia auropunctata</i>	EInt	DO
	<i>Anochetus graeffei</i>	ELoc	EP
	<i>Hypoponera sp 020823</i>	ELoc	CG
	<i>Hypoponera sp 020828</i>	ELoc	CG
Proceratinae	<i>Odontomachus cf. simillimus</i>	ELoc	WO
	<i>Discothyrea sp. A</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Discothyrea sp. B</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Discothyrea sp. C</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Discothyrea sp. D</i>	ELoc (end)	CP
	<i>Discothyrea sp. GA</i>	ELoc (end)	CP
Nombre d'espèces		64 à 81*	

Tableau 4. Liste des espèces collectées en maquis minier (d'après CHAZEAU *et al.* 2003a, 2004).

Sous-famille	Espèce	Statut (*)	Groupe fonctionnel	Forêt Humide VS UM	
Ceropachyinae					
	<i>Ceropachys sp. 1</i>	ELoc (end)	EP		+
	<i>Ceropachys sp. 2</i>	ELoc (end)	EP		+
Dolichoderinae					
	<i>Dolichoderus sp. A</i>	ELoc (end)	CCS		+
	<i>Leptomyrmex nigriceps</i>	ELoc (end)	FOP	+	+
	<i>Leptomyrmex pallens</i>	ELoc	FOP	+	+
	<i>Tapinoma melanocephalum</i>	EInt	WO		+
	<i>Technomyrmex albipes</i>	EInt	WO		+
Ectatominae					
	<i>Rhytidoponera numeensis</i>	ELoc (end)	FOP	+	+
	<i>Rhytidoponera sp. H</i>	ELoc (end)	FOP	+	
	<i>Rhytidoponera sp. I</i>	ELoc (end)	FOP	+	+
	<i>Rhytidoponera sp. J</i>	ELoc (end)	FOP	+	
	<i>Rhytidoponera sp. K</i>	ELoc (end)	FOP	+	
	<i>Rhytidoponera wilsoni</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Rhytidoponera sp. 1</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Rhytidoponera sp. 2</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Rhytidoponera sp. 3</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Rhytidoponera sp. 4</i>	ELoc (end)	FOP		+
Formicinae					
	<i>Anoplolepis gracilipes</i>	EInt	DO		+
	<i>Brachymyrmex cf. obscurior</i>	EInt	WO		+
	<i>Brachymyrmex sp. B</i>	EInt	WO	+	+
	<i>Camponotus gambeyi</i>	ELoc (end)	SC		+
	<i>Camponotus sp. 1</i>	ELoc (end)	SC		+
	<i>Camponotus sp. A</i>	ELoc (end)	SC	+	+
	<i>Camponotus sp. K</i>	ELoc (end)	SC	+	
	<i>Nylanderia vaga</i>	EInt	WO	+	+
	<i>Paraparatrechina sp. A</i>	ELoc (end)	FOP	+	
	<i>Paraparatrechina sp. C</i>	ELoc (end)	WO	+	+
	<i>Paraparatrechina sp. J</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Paraparatrechina sp. K</i>	ELoc (end)	FOP	+	
	<i>Paraparatrechina sp. 1</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Paraparatrechina sp. 2</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Paraparatrechina sp. 3</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Paraparatrechina sp. 4</i>	ELoc (end)	FOP		+
	<i>Polyrhachis guerini</i>	ELoc	SC		+
	<i>Pseudolasius sp. 1</i>	ELoc (end)	FOP		+

Myrmicinae				
	<i>Adelomyrmex sp. 1</i>	ELoc (end)	CG	+
	<i>Adelomyrmex sp. 2</i>	ELoc (end)	CG	+
	<i>Adelomyrmex sp. 3</i>	ELoc (end)	CG	+
	<i>Adelomyrmex sp. 4</i>	ELoc (end)	CG	+
	<i>Cardiocondyla emeryi</i>	EInt	WO	+
	<i>Carebara sodalis</i>	ELoc	CG	+
	<i>Crematogaster sp. 1</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Crematogaster sp. 2</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Eurhopalothrix caledonica</i>	ELoc (end)	CP	+
	<i>Lordomyrma sp. Q</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. R</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. 1</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. 2</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. 3</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. 4</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. 5</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. 6</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Lordomyrma sp. 7</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Mayriella sp. 1</i>	ELoc (end)	WO?	+
	<i>Mayriella sp. 2</i>	ELoc (end)	WO?	+
	<i>Meranoplus levellei</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Meranoplus sp. 1</i>	ELoc (end)	TCS	+
	<i>Monomorium sp. AA</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium sp. AB</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium sp. X</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium (chelaner) sp.</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium sp. 1</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium sp. 2</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium sp. 3</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium sp. 4</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Monomorium sp. 5</i>	ELoc (end)	CCS	+
	<i>Orectognathus sarasini</i>	ELoc (end)	EP	+
	<i>Pheidolecanthinus sp.</i>	ELoc	GM	+
	<i>Pheidole megacephala</i>	EInt	DO	+
	<i>Pheidole sp. 1</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. 2</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. 3</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. A</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. B</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. C</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. D</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. M</i>	ELoc (end)	GM	+
	<i>Pheidole sp. N</i>	ELoc (end)	GM	+

Ponerinae	<i>Pheidole sp. V</i>	ELoc (end)	GM	+	
	<i>Pheidole sp. 1</i>	ELoc (end)	GM		+
	<i>Pheidole sp. 2</i>	ELoc (end)	GM		+
	<i>Pheidole sp. 3</i>	ELoc (end)	GM		+
	<i>Pheidole sp. 4</i>	ELoc (end)	GM		+
	<i>Solenopsis cf. papuana</i>	ELoc	CG	+	+
	<i>Strumigenys sp. 1</i>	ELoc	CP		+
	<i>Strumigenys sp. 2</i>	ELoc	CP		+
	<i>Strumigenys sp. 3</i>	ELoc	CP		+
	<i>Vollenhovia sp. 2</i>	ELoc	CG		+
	<i>Vollenhovia sp. 5</i>	ELoc	CG		+
	<i>Vollenhovia sp. 6</i>	ELoc	CG		+
	<i>Wasmannia auropunctata</i>	EInt	DO	+	+
	<i>Anochetus graeffei</i>	ELoc	EP		+
	<i>Hypoponera sp. 1</i>	ELoc	CG		+
	<i>Hypoponera sp. 2</i>	ELoc	CG		+
	<i>Hypoponera sp. 3</i>	ELoc	CG		+
	<i>Hypoponera sp. 4</i>	ELoc	CG		+
	<i>Hypoponera sp. 5</i>	ELoc	CG		+
	<i>Leptogenys sagaris</i>	ELoc (end)	EP		+
	<i>Leptogenys sp. 1</i>	ELoc (end)	EP		+
	<i>Platythyrea paralella</i>	ELoc (end)	EP		+
Proceratinae					
	<i>Discothyrea sp. 1</i>	ELoc (end)	CP		+
	<i>Discothyrea sp. 2</i>	ELoc (end)	CP		+
	<i>Discothyrea sp. 3</i>	ELoc (end)	CP		+
	<i>Proceratium politum</i>	ELoc (end)	CP		+
Nombre d'espèces				28	91

Tableau 5. Liste des espèces collectées en **forêt humide**, sur sol volcano-sédimentaire (VS) ou ultramafique (UM) (d'après BERMAN 2013, CHAZEAU *et al.* 2004, JOURDAN & KONGHOULEUX 2005, CUÉNOT *et al.* 2008, BABY & JOURDAN 2010).

Annexe 3.

Figure A.3. Illustration des principales techniques d'échantillonnage des fourmis de la litière : Protocole ALL (pièges Barber et pièges Winkler), technique des appâts alimentaires.



Piège de Barber



Piège de Winkler/Mocsarsky



Appât alimentaire

Fiches d'application des indicateurs myrmécologiques

FICHE 1

ABONDANCE DES FOURMIS EXOGENES ENVAHISSANTES

➤ Objectif de l'indicateur

La Nouvelle-Calédonie compte trois des espèces les plus envahissantes à l'échelle du globe : la fourmi électrique (FE), la fourmi folle jaune (FFJ) et la fourmi noire à grosse tête (FNGT). Leurs impacts environnementaux très importants sont déjà avérés sur le territoire. Cet indicateur rend compte de la présence et de l'abondance de ces espèces exogènes envahissantes dans le milieu considéré.

➤ Variable suivie

Les inventaires myrmécologiques permettent de détecter très facilement la présence de ces trois espèces et d'en estimer l'abondance (nombre de pièges/appâts occupés) au sein du milieu étudié.

➤ Type de zone concernée

Ces trois espèces se distribuent selon un gradient allant des habitats ouverts tels que les maquis (FFJ), aux forêts humides (FNGT), la FE ayant le spectre le plus large et monopolisant les habitats intermédiaires.

➤ Méthodologie de mise en œuvre

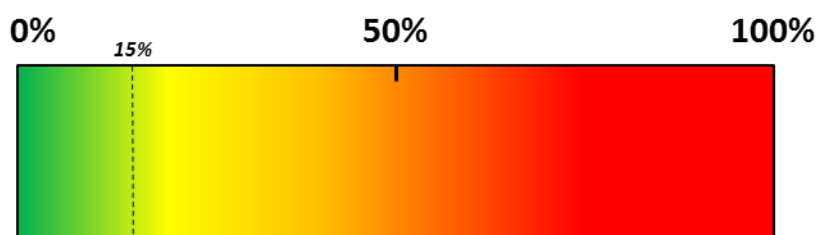
Echantillonnage

Ces trois espèces épigées exploitent toutes les strates depuis la litière jusqu'à la canopée. Elles sont aisément collectées par les techniques de piégeages du protocole ALL (pièges Barber et Winkler). Par ailleurs, leur tendance à dominer les autres espèces les rendent très faciles à attirer sur les appâts alimentaires.

➤ Grille de lecture

La présence d'une de ces trois espèces envahissantes (DO : « Dominant Opportunists ») au sein de l'échantillonnage est considérée comme un signe de forte perturbation pour la myrmécofaune native ainsi que pour les autres invertébrés et pour certains petits vertébrés. C'est particulièrement vrai lorsqu'il s'agit de la FE, pour laquelle les données sont les plus nombreuses. Toutefois, tant que leur abondance reste mesurée, les espèces locales peuvent se maintenir dans le milieu. Ainsi, d'après les données compilées en Annexe 1, il apparaît qu'une abondance inférieure à 15% impacte peu la myrmécofaune native. Dans ce cas, l'espèce envahissante reste bien souvent cantonnée aux marges des patches étudiés (c'est en effet dans ces zones qu'elles sont le plus souvent introduites, en général de façon fortuite). En revanche, dès que ces populations s'étendent et que leur présence au sein des échantillons augmente, on observe la disparition de la plupart des espèces locales. Bien souvent, ces espèces DO deviennent omniprésentes et saturent complètement le milieu, ce qui est caractéristique des

populations installées de longue date (abondance > 70%). Des valeurs d'abondance intermédiaires traduisent un processus d'invasion encore en cours, ou une certaine hétérogénéité du milieu.



➤ **Limites de l'indicateur**

Cet indicateur permet de décrire l'ampleur du phénomène invasif au sein de différents biotopes néo-calédonien. En revanche, il ne traduit pas la réponse des communautés locales de fourmis ou d'autres invertébrés.

FICHE 2

REPONSE DES COMMUNAUTES DE FOURMIS AU PHENOMENE INVASIF

➤ **Objectif de l'indicateur**

Afin d'affiner l'analyse du phénomène invasif, il semble intéressant de compléter le 1^{er} indicateur par une analyse de la réponse des espèces locales. Ainsi, l'abondance des espèces opportunistes de forêt (« Forest Opportunists ») ainsi que des myrmicines généralistes (« Generalized Myrmicines ») chute de manière très marquée lorsque la pression des espèces envahissantes devient importante.

➤ **Variable suivie**

Ces espèces épigées mobiles sont relativement faciles à collecter et l'identification au niveau du genre est également très abordable avec un minimum d'expertise en taxonomie.

➤ **Type de zone concernée**

Cet indicateur s'applique aux milieux paraforestiers et forestiers.

➤ **Méthodologie de mise en œuvre**

Echantillonnage

Ces espèces épigées exploitent toutes essentiellement la litière. Elles sont aisément collectées par les techniques de piégeages de protocole ALL (pièges Barber et Winkler) ainsi que par les appâts alimentaires.

➤ **Grille de lecture**

La présence abondante de ces espèces FOP et GM au sein de l'échantillonnage est considérée comme un signe de bonne tenue de la myrmécofaune native qui ne semble pas subir de pression particulière de la part des espèces envahissantes (DO). En revanche, une baisse de la représentation de ces espèces au sein de l'échantillonnage traduit un impact par des espèces DO qui tendent à monopoliser les ressources. Les seuils d'abondance permettant d'attribuer un état écologique au milieu étudié restent à définir.



➤ **Limites de l'indicateur**

Cet indicateur ne permet de préciser la réponse des fourmis natives face au phénomène invasif qu'au sein des habitats forestiers et paraforestiers néo-calédoniens « classiques ». En particulier, il ne s'applique pas aux forêts d'altitude (> 900m) ou aux forêts « de mousses » qui n'ont pas été suffisamment étudiées en NC

FICHE 3

ESPECES EXOGENES CARACTERISTIQUES DES MILIEUX OUVERTS PERTURBES

➤ **Objectif de l'indicateur**

L'anthropisation des espaces naturels en Nouvelle-Calédonie et les perturbations induites (défrichements, incendies) entraînent une ouverture des milieux et une diminution de la couverture végétale. Ces milieux perturbés sont propices à la plupart des espèces de fourmis exogènes pas ou peu envahissantes (WO), tandis que les espèces locales peinent à s'y maintenir, même en l'absence d'envahissantes. A l'inverse, la refermeture progressive de ces milieux perturbés favorise le retour des espèces locales au détriment de ces exogènes.

➤ **Variable suivie**

Les inventaires myrmécologiques permettent de détecter très facilement la présence de ces espèces exogènes pas ou peu envahissantes (WO) et d'en estimer l'abondance (nombre de pièges/appâts occupés) au sein du milieu étudié.

➤ **Type de zone concernée**

Cet indicateur s'applique aux milieux ouverts de type savane, fourrés, maquis ligno-herbacé, maquis ligneux, paraforestier.

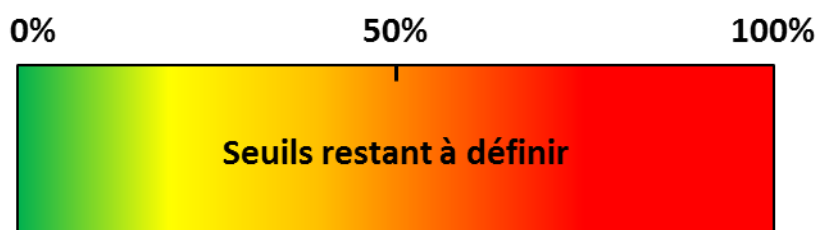
➤ **Méthodologie de mise en œuvre**

Echantillonnage

Ces espèces épigées exploitent essentiellement la litière. Elles sont aisément collectées par les techniques de piégeages de protocole ALL (pièges Barber et Winkler) ainsi que par les appâts alimentaires.

➤ **Grille de lecture**

En l'absence d'espèces envahissantes (DO), l'abondance des espèces exogènes WO au sein de l'échantillonnage est considérée comme un signe de perturbation de la myrmécofaune, propre aux milieux dégradés. En revanche, une baisse de la représentation de ces espèces au sein de l'échantillonnage traduit la conversion en cours de ces milieux dégradés vers une végétation plus refermée. Les seuils d'abondance permettant d'attribuer un état écologique au milieu étudié restent à définir.



➤ **Limites de l'indicateur**

Cet indicateur permet d'évaluer l'état de dégradation des milieux terrestres néo-calédoniens à travers l'abondance relative des espèces natives et des espèces exogènes. Toutefois, cet indicateur n'est plus pertinent en cas de forte dominance par l'une des trois pestes envahissantes.

FICHE 4

PRESSION LIEE AUX INCENDIES

➤ **Objectif de l'indicateur**

Le recul des milieux forestiers et paraforestiers du fait des incendies fréquents entraîne un appauvrissement des communautés de fourmis. Toutefois, en l'absence d'espèces envahissantes, les espèces épigées natives (TCS, FOP et GM) se montrent résilientes au feu et se comportent comme des espèces pionnières du processus de recolonisation.

➤ **Variable suivie**

Ces espèces épigées mobiles sont relativement faciles à collecter et l'identification au niveau du genre est également très abordable avec un minimum d'expertise en taxonomie.

➤ **Type de zone concernée**

Cet indicateur s'applique aux milieux paraforestiers et forestiers.

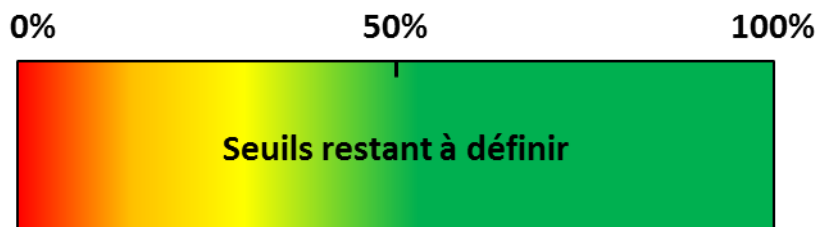
➤ **Méthodologie de mise en œuvre**

Echantillonnage

Ces espèces épigées exploitent toutes essentiellement la litière. Elles sont aisément collectées par les techniques de piégeages de protocole *ALL* (pièges Barber et Winkler) ainsi que par les appâts alimentaires.

➤ **Grille de lecture**

En l'absence d'espèces envahissantes (DO), l'abondance des espèces TCS, FOP et GM au sein de l'échantillonnage est considérée comme un signe de résilience de la myrmécofaune native après un incendie, suggérant un processus successional de conversion forestière en cours. En revanche, une baisse de la représentation de ces espèces au sein de l'échantillonnage traduit un impact du feu encore perceptible. Les seuils d'abondance permettant d'attribuer un état écologique au milieu étudié restent à définir.



➤ **Limites de l'indicateur**

Cet indicateur permet de décrire la réponse des fourmis natives face aux perturbations engendrées par les incendies touchant les habitats forestiers et paraforestiers néo-calédoniens.

Toutefois, cet indicateur n'est plus pertinent en cas d'invasion du milieu par l'une des trois pestes envahissantes.

Par ailleurs, en l'absence d'études montrant clairement la congruence des réponses des communautés myrmécologiques et des autres groupes faunistiques, il est difficile d'inférer un état environnemental global pour ces habitats perturbés.

FICHE 5

PRESSION LIEE A LA FRAGMENTATION

➤ **Objectif de l'indicateur**

L'isolement dû aux barrières physiques et écologiques imposées par la fragmentation peut conduire à l'extinction de populations entières d'espèces à capacité de dispersion limitée. L'abondance des espèces appartenant au groupe fonctionnel des « Tropical Climate Specialists » (TCS), composé à une large majorité des espèces du genre *Lordomyrma*, diminue fortement avec l'isolement. Ce groupe peut être utilisé comme un indicateur permettant d'appréhender ce phénomène de fragmentation écologique.

➤ **Variable suivie**

Ces espèces épigées mobiles sont relativement faciles à collecter et l'identification au niveau du genre est également très abordable avec un minimum d'expertise en taxonomie.

➤ **Type de zone concernée**

Cet indicateur s'applique aux milieux paraforestiers et forestiers.

➤ **Méthodologie de mise en œuvre**

Echantillonnage

Ces espèces épigées exploitent la litière. Elles sont aisément collectées par les techniques de piégeages de protocole ALL (pièges Barber et Winkler) ainsi que par les appâts alimentaires.

➤ **Grille de lecture**

En l'absence d'espèces envahissantes (DO), l'abondance des espèces du genre *Lordomyrma* (TCS) au sein de l'échantillonnage est considérée comme un signe de bonne connectivité entre le fragment forestier considéré et les massifs plus vastes. En revanche, une baisse de la représentation de ces espèces au sein de l'échantillonnage traduit un isolement important de ce fragment. Les seuils d'abondance permettant d'attribuer un état écologique au milieu étudié restent à définir.



➤ **Limites de l'indicateur**

En l'absence d'étude montrant clairement la congruence des réponses des communautés myrmécologiques et des autres groupes faunistiques, il est difficile d'inférer un état environnemental global pour ces habitats fragmentés.

Par ailleurs, cet indicateur n'est plus pertinent en cas d'invasion du milieu par l'une des trois pestes envahissantes.