



Version finale

Les bio-indicateurs myrmécologiques : synthèse bibliographique

T. Ramage & F. Ravary.

Editeur : OEIL.

décembre 2015



Observatoire de l'environnement
en Nouvelle-Calédonie

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

Les bio-indicateurs myrmécologiques : synthèse bibliographique.

Thibault Ramage et Fabien Ravary
décembre 2015.

Résumé exécutif

Titre de l'étude	Les bio-indicateurs myrmécologiques : synthèse bibliographique		
Auteurs	Thibault RAMAGE & Fabien RAVARY		
Editeurs	OEIL		
Année d'édition du rapport	2015	Années des données	1982-2015

Objectif	L'étude a pour objectif de synthétiser les connaissances concernant l'utilisation des fourmis comme bio-indicatrices de l'état écologique des écosystèmes. Ce travail de synthèse est donc une première étape dans l'étude de faisabilité menée par l'OEIL pour étudier les opportunités et les perspectives de développement d'indicateurs de l'état de santé des milieux terrestres calédoniens basés sur l'étude des fourmis.
Contexte	La richesse de la myrmécofaune néo-calédonienne, combinée à sa sensibilité aux perturbations environnementales et à son échantillonnage relativement simple en font un outil d'analyse potentiellement très performant pour évaluer la santé écologique des milieux terrestres. L'Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie (OEIL) a souhaité étudier la possibilité de développer un ou plusieurs indicateurs myrmécologiques pertinents comme outils d'évaluation écologique des différents écosystèmes terrestres du territoire.
Méthodologie	Cette recherche bibliographique synthétise les informations issues des nombreux travaux réalisés dans le monde, concernant l'étude des fourmis comme indicatrices de l'état écologique des milieux, les méthodes d'échantillonnage associées ainsi que les différentes variables utilisées.

Résultats et conclusions	L'analyse des communautés de fourmis constitue un outil qui apparaît comme étant souvent très efficace pour : - estimer les niveaux de biodiversité, - apprécier le degré de perturbation des habitats, - suivre les processus de restauration écologique, - évaluer les changements environnementaux globaux. Le développement d'indicateurs myrmécologiques adaptés au contexte néo-calédonien semble clairement possible et pourrait s'avérer un outil précieux dans la compréhension des écosystèmes et de leur fonctionnement. Toutefois, l'élaboration de tels indicateurs nécessite le choix de méthodes d'échantillonnage adaptées et aisément répliquables, ainsi qu'une sélection judicieuse des variables représentatives de la diversité des fourmis et de l'état écologique des écosystèmes étudiés. - Concernant les méthodes : l'utilisation de pièges Barber ou encore le piégeage à l'aide d'appâts alimentaires, méthodes apparemment moins efficaces que le duo Winkler-Moczarski, semblent beaucoup plus aisée à répliquer sur le terrain. - Concernant les variables : pour les mesures de la biodiversité, l'approche des groupes fonctionnels (ou guildes) s'est récemment avérée efficace en Nouvelle-Calédonie mais l'utilisation plus traditionnelle des variables telles que la richesse spécifique et l'abondance pourrait être suffisante dans certains cas. Au final, seule la mise en application de ces différents paramètres permettra de valider l'utilisation de ce taxon comme outil privilégié dans la gestion des milieux naturels terrestres néo-calédoniens.
---------------------------------	---

Limites de l'étude	Les techniques d'échantillonnage de la myrmécofaune présentées dans cette synthèse, ainsi que les variables utilisées pour en évaluer la richesse et la dynamique peuvent être utilisées dans le contexte néo-calédonien. Il reste toutefois à déterminer au travers d'une étude de faisabilité complète lesquelles sont les plus pertinents pour rendre compte de l'état de santé des milieux terrestres locaux.			
Evolutions	Version	finale	Date de la version 29/01/2016	janvier 2015

SOMMAIRE

Chapitre I – Introduction	- 1 -
I.1 Les indicateurs biologiques	- 1 -
I.2 La faune des invertébrés terrestres	- 1 -
I.3 Les fourmis bio-indicatrices.....	- 2 -
I.4 Contexte de l'étude	- 3 -
Chapitre II – Les différentes méthodes d'échantillonnage de la myrmécofaune.....	- 5 -
II.1 Les méthodes d'échantillonnage des fourmis de la litière	- 5 -
II.1.1 Le piège Barber, ou Pitfall trap.....	- 5 -
II.1.2 Le Berlèse	- 6 -
II.1.3 Le Winkler/Moczarski	- 6 -
II.1.4 Le piégeage à l'aide d'appâts alimentaires	- 6 -
II.1.5 La recherche active à vue.....	- 7 -
II.2 Efficacité relative des différentes techniques.....	- 7 -
II.3 Les méthodes d'échantillonnage des fourmis des strates herbacées et arbustives	- 8 -
Chapitre III – Mesures de la biodiversité.....	- 11 -
III.1 La richesse taxonomique	- 11 -
III.1.1 La richesse spécifique	- 11 -
III.1.2 La richesse générique	- 11 -
III.1.3 L'abondance	- 12 -
III.2 Groupes fonctionnels / guildes et associations d'espèces	- 12 -
Chapitre IV – Bio-indicateurs myrmécologiques	- 15 -
IV.1 Les indicateurs de biodiversité.....	- 15 -
IV.2 Les indicateurs écologiques	- 18 -
IV.2.1 Indicateurs de perturbation des habitats.....	- 19 -
IV.2.2 Indicateurs de restauration des écosystèmes.....	- 21 -
IV.3 Les indicateurs environnementaux	- 22 -
Chapitre V – Conclusion	- 24 -
Bibliographie.....	- 25 -

Chapitre I – Introduction

I.1 Les indicateurs biologiques

Succédant à la crise du Crétacé (-66 *ma*), l'existence d'une sixième vague d'extinction de masse de la biodiversité liée au développement des activités humaines fait aujourd'hui consensus au sein de la communauté scientifique (JENKINS 2003, WHITTAKER & FERNÁNDEZ-PALACIOS 2009, RÉGNIER *et al.* 2015). Quels que soient les groupes taxonomiques ou les habitats pris en compte, les taux de disparition des espèces semblent en effet 100 à 1000 fois plus importants à l'heure actuelle que ce qu'ils étaient avant l'avènement de l'Homme moderne (*Holocène* : -13000 *ans*). Par ailleurs, d'autres estimations suggèrent que plus de 99% des extinctions récentes d'espèces seraient liées, plus ou moins directement, à l'activité humaine (Pimm *et al.* 1995, PRIMACK & ROS 2002). La destruction des habitats, l'exploitation non raisonnée des ressources ou les innombrables invasions biologiques provoquées par l'Homme apparaissent comme les causes majeures de la disparition des espèces à l'échelle du globe (LOWE *et al.* 2000, MACK *et al.* 2000, RICKLEFS 2005, VERMEIJ 2005, LOCKWOOD *et al.* 2007).

C'est dans ce contexte de crise biologique majeure que les scientifiques cherchent dans l'urgence à compléter des inventaires taxonomiques encore extrêmement parcellaires, à déterminer les niveaux de biodiversité au sein des habitats et à estimer l'état de santé des écosystèmes afin de décider de la mise en œuvre de programmes de conservation ou de restauration écologique (ALONSO & AGOSTI 2000, AGOSTI *et al.* 2000, KASPERI & MAJER 2000). Toutefois, le temps, les moyens financiers ainsi que l'expertise scientifique étant limités, le développement d'indicateurs biologiques venant se substituer à des entités biologiques beaucoup trop vastes pour être analysées efficacement, est devenu une démarche incontournable en biologie de la conservation (MCGEOCH 1998, OLIVER & BEATTIE 1996b ; SCHULENBERG & AWBREY 1997). Ces indicateurs biologiques doivent refléter de manière satisfaisante l'entité à laquelle ils se substituent pour l'analyse, c'est-à-dire un groupe taxonomique, une guildes écologique, voire même un écosystème dans sa globalité, ce qui inclut les relations entre les différents taxons qui le composent.

I.2 La faune des invertébrés terrestres

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 bio-indicateurs (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, telles certaines pratiques agro-sylvo-

pastorales. Ces populations peuvent également se montrer 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). Plusieurs études tendent à démontrer que les invertébrés terrestres constituent des indicateurs de biodiversité potentiellement plus efficaces que les vertébrés, tant au niveau de la représentativité de la richesse biologique globale de l'écosystème, qu'au niveau de la mise en place des protocoles d'échantillonnage (KREMEN *et al.* 1993, BISEVAC & MAJER 1999, GERLACH *et al.* 2013). D'une manière générale, les invertébrés terrestres sont relativement faciles et rapides à échantillonner. Toutefois, un échantillonnage exhaustif de cette faune produira inévitablement une quantité astronomique de spécimens dont l'identification et le traitement analytique deviennent alors rapidement insurmontables. Une approche plus rationnelle consiste à privilégier un ou plusieurs groupes d'indicateurs reflétant efficacement l'état de la faune des invertébrés dans sa globalité.

I.3 Les fourmis bio-indicatrices

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 (HÖLLDOBLER & 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 qu'elles remplissent au sein des écosystèmes terrestres en font des espèces dites « clés de voûte » (HÖLLDOBLER & 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).

I.4 Contexte de l'étude

En Nouvelle-Calédonie, des campagnes d'échantillonnage de la myrmécofaune sont menées depuis de nombreuses années. Certaines zones sont même régulièrement suivies afin d'étudier l'évolution de leurs 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. 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 incertain de nombreuses espèces, ainsi que l'important micro-endémisme attendu, indiquent que cette faune reste encore relativement méconnue (WARD 1985, JOURDAN 1999, BERMAN 2013c). 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. 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 outil d'analyse potentiellement très performant pour évaluer la santé écologique des milieux terrestres. Dès lors, l'Observatoire de l'environnement en Nouvelle-Calédonie (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 pourront, in fine, être utilisés par les gestionnaires afin de mettre en place les mesures adéquates qui permettront

la conservation ou la restauration de ces milieux.

Ainsi, la présente étude a pour objectif de synthétiser l'importante production scientifique ayant trait à l'utilisation des fourmis comme bioindicatrices de l'état des milieux et des perturbations qu'ils subissent. Tout d'abord, le chapitre suivant propose un rapide tour d'horizon des diverses méthodes employées sur le terrain pour collecter efficacement les espèces de fourmis présentes, afin de réaliser les inventaires myrmécologiques servant à caractériser l'état écologique des milieux terrestres. Le chapitre III détaille ensuite les différentes variables traditionnellement analysées dans ce type d'études. Enfin, le chapitre IV synthétise les principaux travaux menés dans le monde, utilisant la myrmécofaune comme indicateur du niveau (i) de biodiversité, (ii) de perturbation écologique ou (iii) de changement environnemental.

Chapitre II – Les différentes méthodes d'échantillonnage de la myrmécofaune

De nombreuses méthodes d'échantillonnage des insectes ont été développées à travers le monde. Chacune a sa spécificité, certaines étant plus efficaces dans une région, un habitat ou pour un groupe taxonomique particulier. Toutes ces méthodes de collecte sont opérantes pour inventorier la myrmécofaune mais seules certaines d'entre elles permettent d'avoir un aperçu assez complet de la diversité des fourmis dans un habitat donné (AGOSTI et al. 2000). Dans le cadre d'inventaires de la biodiversité utilisant les fourmis comme bio-indicateurs, la richesse spécifique et l'abondance des fourmis par unité d'espace ou par unité d'effort de collecte sont des variables indispensables pour analyser la composition et la dynamique de la myrmécofaune. Il est alors utile de connaître les limites et avantages de chaque technique afin d'appréhender au mieux la diversité spécifique dans sa globalité, en évitant l'éventuelle surreprésentation de certains taxons (AGOSTI et al. 2000). Une unique méthode de collecte ne permet pas de collecter l'ensemble de la myrmécofaune terricole et arboricole d'un site, il est donc intéressant de combiner plusieurs méthodes complémentaires. Compte-tenu de leur grande diversité spécifique et de l'efficacité des techniques d'échantillonnage qui leur sont consacrées, ce sont le plus souvent les fourmis de la litière qui sont collectées et utilisées comme bioindicatrices en biologie de la conservation. Le tableau 1 illustre les principales techniques d'échantillonnage couramment combinées pour la collecte des fourmis de la litière.

II.1 Les méthodes d'échantillonnage des fourmis de la litière

II.1.1 Le piège Barber, ou Pitfall trap

Cette technique consiste à enfouir dans le sol un contenant (flacon, pot) jusqu'à son bord supérieur, de façon à créer un puits dans lequel les insectes de la litière sont interceptés. Un liquide conservateur est disposé au fond, ce liquide étant de nature différente en fonction de la durée du piégeage. Cette technique est la plus communément utilisée dans les inventaires de fourmis, notamment dans le cadre du développement de bio-indicateurs (ANDERSEN 1997b ; ANDERSEN & MAJER 1991 ; ARMBRECHT & ULLOA-CHACON 2003 ; BERMAN et al. 2013a ; BURBRIDGE et al. 1992 ; CRANSTON & TRUEMAN 1997 ; DELABIE et al. 2009 ; FISHER 1996 ; 1998 ; 1999a ; 1999b ; FOWLER 1995 ; GOMES et al. 2014 ; GRAHAM et al. 2004 ; 2009 ; JACKSON 1984 ; KING et al. 1998 ; MAJER 1983 ; MAJER et al. 1984 ; 2007a ; OLIVER & BEATTIE 1996a ; 1996b ; OLSON 1991 ; ORSOLON-SOUZA et al. 2011 ; PACHETO & VASCONCELOS 2007 ; PECK et al. 1998 ; PIPER et al. 2009 ; READ 1996 ; STEPHENS & WAGNER 2006 ; WANG et al. 2001). Son succès vient probablement de son faible coût, de sa facilité d'utilisation, de sa réplicabilité ainsi que de sa capacité à collecter une grande proportion des espèces de fourmis de la litière (DELABIE et al. 1994). Toutefois, cette technique ne permet pas d'intercepter efficacement les

espèces très sédentaires.

II.1.2 Le Berlèse

Le principe de cette technique est de constituer un entonnoir sur lequel une grille est disposée. L'échantillon de sol et de litière est alors mis à sécher sur la grille, le processus pouvant être accéléré en chauffant délicatement l'échantillon à l'aide d'une ampoule. Les insectes fuyant la chaleur et/ou la lumière tombent dans un récipient disposé à l'extrémité de l'entonnoir. Cette technique est de moins en moins utilisée, au profit du Winkler/Moczarski. Elle reste tout de même très efficace pour récolter les espèces de la litière ou les espèces endogées (CRANSTON & TRUEMAN 1997 ; LEAL et al. 2012 ; LEVINGS 1983 ; MAJER et al. 2007A ; OLIVER & BEATTIE 1996a ; 1996b).

II.1.3 Le Winkler/Moczarski

Cette technique reprend le principe du Berlèse, à la différence que l'échantillon est au préalable tamisé. Les échantillons sont disposés dans des poches à large maille suspendues au-dessus de l'entonnoir. Cette technique est souvent plus efficace que le Berlèse et par conséquent de plus en plus utilisée dans les inventaires (ANDERSEN & MAJER 1991 ; BERMAN et al. 2013a ; BURBRIDGE et al. 1992 ; FISHER 1996 ; 1998 ; 1999a ; 1999b ; KING et al. 1998 ; OLSON 1991 ; ORSOLON-SOUZA et al. 2011 ; SILVA & BRANDAO 2010 ; SUGUITURU et al. 2011 ; WATT et al. 2002). Toutefois, le coût du matériel reste relativement élevé ce qui limite l'utilisation de cette technique.

Dans le cas du Berlèse comme du Winkler/Moczarski, ces méthodes ne sont applicables que lorsque tous les sites de l'étude présentent suffisamment de litière ou de matière à tamiser. Ces méthodes ne sont donc pas applicables dans les zones arides (GRAHAM et al. 2004 ; 2009).

II.1.4 Le piégeage à l'aide d'appâts alimentaires

Cette technique, très simple, consiste à disposer des appâts alimentaires hautement attractifs directement sur le substrat ou sur un support facilement manipulable. Les appâts sont placés au niveau du sol et sur la végétation. Une heure après la pose, les appâts sont relevés et les fourmis présentes sont collectées pour être ensuite identifiées au laboratoire (AGOSTI et al. 2000 ; ANDERSEN 1997b ; ARMBRECHT & ULLOA-CHACON 2003 ; BERMAN et al. 2013b ; BRANDAO et al. 2011 ; FAGAN et al. 2010 ; FOWLER 1995 ; FOWLER & DELABIE 1995 ; KING et al. 1998 ; LEVINGS 1983 ; PFEIFFER et al. 2003 ; WANG et al. 2001). Le choix de l'appât aura un rôle sélectif sur les fourmis attirées, certaines préférant les appâts protéinés, d'autres des appâts plutôt gras ou sucrés. Un appât combinant ces trois types d'aliments pourra attirer une large gamme d'espèces aux habitudes alimentaires variées. Toutefois, les espèces ayant un régime très spécialisé ne seront pas attirées par ces appâts. Cette technique est très peu onéreuse et facile à mettre en œuvre. Un inconvénient est qu'une espèce ultra-dominante pourra monopoliser l'appât, écartant les autres espèces de l'échantillonnage. Il est donc nécessaire

de placer un grand nombre d'appâts dans la zone à inventorier. Cette technique a également l'inconvénient de sous échantillonner les prédateurs spécialisés qui ne seront pas attirés par l'appât.

II.1.5 La recherche active à vue

Cette méthode requiert une certaine expertise de la part des opérateurs chargés de l'échantillonnage sur le terrain. Ceux-ci peuvent alors récolter autant voire même davantage d'espèces qu'avec les méthodes précédentes prises indépendamment. Toutefois, cette technique doit être normalisée pour pouvoir être répétée dans le temps et dans l'espace. Cette normalisation correspond à la définition d'une durée de récolte ainsi qu'à l'utilisation de collecteurs aux compétences équivalentes. Ces critères font que cette méthode est rarement utilisée seule dans le cadre d'études à grande échelle exigeants de nombreux réplicas (ANDERSEN & MAJER 1991 ; ARMBRECHT & ULLOA-CHACON 2003 ; BURBRIDGE et al. 1992 ; DELABIE et al. 1994 ; FISHER 1996, 1998, 1999a, 1999b ; JACKSON 1984 ; MAJER 1983 ; MAJER et al. 1984).

II.2 Efficacité relative des différentes techniques

Une étude réalisée au Brésil dans le but d'inventorier la myrmécofaune d'une plantation de cacao (DELABIE et al. 1994) a permis de comparer l'efficacité des méthodes de collecte et de définir les paramètres supplémentaires à prendre en compte, tels que la durée de la collecte ou le nombre de réplicas nécessaires. Cette étude révèle que la technique la plus efficace pour l'inventaire des fourmis du sol est la méthode Winkler/Moczarski qui a permis de collecter 30% d'espèces (63 espèces) de plus que la deuxième technique la plus efficace, le Berlèse (48 espèces). La chasse active arrive en troisième position, avec ensuite les pièges Barber et enfin les appâts.

Dans le cas des pièges Barber, la durée du piégeage a une incidence très importante sur le nombre d'espèces collectées : les pièges posés pendant 7 jours ont récolté 48% d'espèces (40 espèces) de plus que ceux posés pendant seulement 24 heures (27 espèces). Ces chercheurs montrent également que la surface optimale de collecte dans le cadre de l'utilisation de Berlèses ou de Winkler/Moczarski est de 1m².

Avec l'ensemble de ces méthodes, une vingtaine de réplicas est nécessaire pour collecter 70% de la richesse spécifique. Toutefois, pour chaque méthode, le pourcentage de la richesse spécifique observée après 20 réplicas n'est plus que de 59% pour la technique Winkler/Moczarski, de 56% pour Berlèse, de 51 % pour la chasse active et les pièges Barber et de 41 à 56% pour les différents appâts. Une nouvelle fois, la méthode de Winkler/Moczarski permet de collecter le maximum d'espèces pour un minimum d'échantillons, mais ces résultats soulignent surtout l'intérêt de combiner plusieurs techniques pour parvenir à un échantillonnage optimal.

La seule utilisation de pièges Barber est peu commune mais suffisante par exemple dans l'étude des fourmis en tant qu'indicatrices de la restauration d'écosystèmes (ANDERSEN et al. 1996 ; GOMES et al. 2014 ; PIPER et al. 2009), de la pollution d'un milieu (ANDERSEN et al. 2002 ; READ 1996) ou de l'altération d'habitats (DELABIE et al. 2009 ; GRAHAM et al. 2009 ; PECK et al. 1998 ; STEPHENS & WAGNER 2006).

BERMAN et al. (2013b) ont quant à eux utilisé uniquement des appâts pour étudier l'impact des fourmis allochtones sur les communautés de fourmis indigènes en Nouvelle-Calédonie. BRANDAO et al. (2011) ont fait de même dans l'étude de l'effet lisière sur les communautés de fourmis au Brésil ainsi que FAGAN et al. (2010) dans leur étude des fourmis en tant qu'indicatrices de la restauration de prairies calcicoles en Angleterre. L'utilisation seule d'appâts a de même été suffisante pour l'étude de la composition des communautés de fourmis au Brésil (FOWLER & DELABIE 1995) comme en Mongolie (PFEIFFER et al. 2003).

Il est également possible de placer un appât dans le piège Barber, mais cette technique incite plus les ouvrières à descendre de le piège qu'elle ne les attire sur une grande distance (JACKSON 1984 ; PACHETO & VASCONCELOS 2007).

De rares études utilisent des Berlèses (LEAL et al. 2012) ou des Winkler/Moczarski (SILVA & BRANDAO 2010 ; SUGUITURU et al. 2011 ; WATT et al. 2002) seuls pour l'étude des communautés de fourmis.

Les différentes méthodes de collecte peuvent également avoir des rôles différents au sein d'une même étude. Ainsi, dans une étude menée par Andersen (1997b) aux U.S.A. sur les groupes fonctionnels de fourmis, les pièges Barber ont été utilisés afin d'obtenir des informations quantitatives sur la distribution des espèces tandis que l'utilisation d'appâts a permis de quantifier la dominance comportementale des espèces.

II.3 Les méthodes d'échantillonnage des fourmis des strates herbacées et arbustives

Notre moindre connaissance de la diversité des fourmis des strates arbustives ainsi que la faible répliquabilité de certaines techniques de collecte font que ces espèces sont moins souvent utilisées comme bioindicatrices. Les méthodes de collecte des fourmis des strates herbacées et arbustives les plus utilisées sont le fauchage et le parapluie japonais mais d'autres techniques comme l'aspiration (D-Vac) existent et toutes peuvent être normalisées dans le cadre d'une étude. Seuls MAJER et al. (2007a) ont utilisé la technique du D-Vac pour la collecte des fourmis dans leur étude de l'utilisation des fourmis comme indicateurs écologiques en Australie. MAJER et al. (1984 ; 2013) ont également utilisé le fauchage et le parapluie japonais afin de compléter leurs inventaires des fourmis, toujours

en Australie. Le fauchage a de même été utilisé par GRAHAM et al. (2004) en complément de pièges Barber et de chasse active pour palier à l'absence de litière et donc de la myrmécofaune correspondante, dans la zone aride étudiée.

CRANSTON & TRUEMAN (1997) ont utilisé des pièges jaunes (surfaces engluées, de couleur jaune attractive pour les insectes) dans leurs inventaires, en plus de Berlèses et de pièges Barber, mais leur étude portait sur l'ensemble des arthropodes terrestres et pas seulement sur les fourmis.

<i>Références</i>	Winkler	Barber	Berlèse	Appâts	à vue	autres
BERMAN et al. 2013a ; OLSON 1991 ; ORSOLON-SOUZA et al. 2011						
ANDERSEN&MAJER 1991 BURBRIDGE et al. 1992 ; FISHER 1996,1998,1999a,b						
KING et al. 1998						
CRANSTON&TRUEMAN 1997						<i>pièges jaunes</i>
GOMEZ&ABRIL 2011 ; JACKSON 1984 ; MAJER 1983						
ARMBRECHT&ULLOA-CHACON 2003						
GRAHAM et al. 2004						<i>fauchage</i>
MAJER et al. 1984,2013						<i>parapluie japonais, fauchage</i>
MAJER et al. 2007a						<i>D-Vac</i>
ANDERSEN 1997b ; FOWLER 1995 ; WANG et al. 2001						
LEVINGS 1983						
OLIVER & BEATTIE 1996a,b						

Tableau 1. Exemples d'utilisation des différentes méthodes d'échantillonnage des fourmis de la litière dans le cadre d'études myrmécologiques.



Piège de Barber



Piège de Winkler/Mocsarsky



Appât alimentaire

Chapitre III – Mesures de la biodiversité

Plusieurs variables permettent de mesurer la biodiversité. Ce chapitre propose de les illustrer rapidement dans le contexte des études myrmécologiques.

III.1 La richesse taxonomique

La richesse taxonomique désigne le nombre de taxons présents au sein d'un écosystème donné. Le plus souvent, c'est la richesse spécifique qui est utilisée dans le cadre d'études visant à utiliser les fourmis comme bio-indicatrices. Toutefois, la richesse générique, qui exige notamment une expertise taxonomique moins importante, a également été utilisée dans certaines études, en tant que substitut à la richesse spécifique.

III.1.1 La richesse spécifique

Cette mesure permet d'estimer et d'avoir une vue globale de la diversité en fourmis sur un site donné. Il est communément admis que plus la richesse spécifique est élevée, moins le site étudié est dégradé (AGOSTI et al. 2000). En effet, la présence d'espèces allochtones ou d'un fort degré de perturbation dans un écosystème tendent à diminuer la biodiversité (ARMBRECHT & ULLOA-CHACON 2003). Il a également été prouvé que la richesse spécifique peut rester constante alors que sa composition spécifique est en pleine restructuration (AGOSTI et al. 2000). De même il a été montré que la richesse spécifique des fourmis peut être fortement corrélée à celle de la flore, et donc par conséquent être un bon indicateur de l'état écologique d'un écosystème (ANDERSEN et al. 1996).

Dans une autre approche, ANDERSEN (1995a) utilise la richesse spécifique de plusieurs guildes de fourmis en Australie pour montrer que les groupes dominants ont un rôle très important sur la richesse spécifique de la communauté.

III.1.2 La richesse générique

Des études ont été menées pour voir à quel point la richesse générique est représentative de la richesse spécifique, et si par conséquent elle pourrait être un substitut à cette dernière (ANDERSEN 1995b). ANDERSEN (1995b) a montré qu'en Australie la richesse générique ne permet pas d'estimer correctement la richesse spécifique et n'est donc pas un bon substitut à celle-ci, notamment à cause de quelques genres qui possèdent un grand nombre d'espèces et qui contribuent en grande proportion à la richesse spécifique. Dans le cas d'une faune où les espèces sont réparties de façon plus homogène entre les genres, la richesse générique est potentiellement un bon substitut à la

richesse spécifique.

III.1.3 L'abondance

Dans certaines situations la richesse spécifique ne peut répondre seule aux questions des scientifiques ou gestionnaires. L'abondance permet alors d'ajouter une nouvelle dimension à la richesse spécifique brute et d'appréhender de façon plus large la myrmécofaune.

Toutefois, la diversité spécifique et l'abondance relative peuvent s'avérer relativement constantes ou imprédictibles face à un changement environnemental et sont dans ce cas peu propices pour l'analyse et l'interprétation de ce changement (KASPARI & MAJER 2000). C'est la raison pour laquelle les inventaires myrmécologiques se focalisent davantage sur la composition spécifique (ANDERSEN 2010). De cette manière, ANDERSEN (1995a ; 1997b) ou encore BERMAN et al. (2013a,b) utilisent l'abondance des groupes fonctionnels pour organiser ceux-ci en communautés bien définies, chaque communauté étant caractérisée par l'abondance d'un premier groupe fonctionnel puis d'un second groupe voire même d'un troisième.

III.2 Groupes fonctionnels / guildes et associations d'espèces

L'approche des groupes fonctionnels conjugue plusieurs mesures comme la richesse spécifique, l'abondance ou des indices tels Shannon, Simpson, Whittaker ou Harrison (GROC 2011) mais elle est principalement basée sur la composition spécifique des communautés de fourmis. Cette approche, qui a pour objectif de simplifier la grande complexité des écosystèmes, s'inspire de la classification des habitats basée sur les associations végétales définies par la phytosociologie en tant que listes floristiques typiques de leurs habitats. Il en est de même ici avec les groupes fonctionnels, qui une fois caractérisés, définissent des communautés de fourmis caractéristiques d'un écosystème ou d'un ensemble d'écosystèmes proches. Cette approche a été particulièrement étudiée en Australie par ANDERSEN (1995a), aux U.S.A. (ANDERSEN 1997b) puis en Nouvelle-Calédonie (BERMAN et al. 2013a ; 2013b). Ainsi, en Australie (ANDERSEN 1995a), des communautés de fourmis, selon leur réponse au stress et aux perturbations, ont été considérées comme analogues aux différentes strates végétales, arborescentes, arbustives et herbacées.

Les groupes fonctionnels définis par ANDERSEN (1995a) en Australie servent de référence pour les travaux réalisés ailleurs dans le monde, après modifications pour respecter les spécificités des peuplements locaux. Ces groupes fonctionnels ont été définis en tenant compte de diverses dimensions des niches écologiques, telles que le régime alimentaire, la localisation des nids ou les

stratégies de fourragement :

- Dolichoderinae dominantes (DD) :

Les DD sont essentiellement représentées par les genres *Iridomyrmex* et *Anonychomyrma* en fonction de l'aridité et de la couverture végétale de l'habitat. Les espèces de ces genres sont abondantes, agressives et très actives et exercent par conséquent une influence très importante sur les autres genres au sein de la communauté de fourmis.

- Camponotini subordonnés :

Ce groupe est principalement représenté par des espèces du genre *Camponotus*. Les Camponotini subordonnés sont présentes dans la très grande majorité des habitats mais sont dominées par les DD et sont par conséquent peu abondantes.

- Spécialistes climatiques :

Les spécialistes climatiques sont par essence des espèces caractéristiques d'une des trois principales zones climatiques de l'Australie, la zone aride, la zone tempérée et la zone tropicale humide. Ces espèces profitent de la rareté des DD en zones tempérées ou tropicales humides pour s'installer ou profitent de plages horaires délaissées par les DD en zone aride.

- Espèces cryptiques :

Les espèces cryptiques sont des espèces petites à minuscules, appartenant principalement aux sous-familles Myrmicinae et Ponerinae. Elles habitent et se nourrissent dans le sol et la litière et n'ont, par conséquent, que peu d'interactions avec les autres groupes de fourmis.

- Opportunistes (OPP) :

Les opportunistes sont des espèces rudérales, caractéristiques des sites où des perturbations limitent la diversité en fourmis. Ces espèces sont non spécialisées, peu compétitives et leur présence est largement influencée par celle d'autres espèces plus compétitives.

- Myrmicinae généralistes (GM) :

Les Myrmicinae généralistes appartiennent aux genres *Pheidole*, *Monomorium* et *Crematogaster*. Les espèces de ces genres n'ont généralement pas besoin de site de nidification ou de ressources alimentaires particulières, mais elles ont la capacité de recruter un grand nombre d'ouvrières et de soldats afin de défendre les sources de nourriture riches, notamment contre les DD.

- Prédatrices spécialisées :

Les prédatrices spécialisées sont des espèces de taille moyenne à grande, et spécialisées dans la prédation d'autres arthropodes. Ces espèces appartiennent principalement aux genres *Leptogenys*, *Cerapachys*, *Myrmecia*, *Pachycondyla* ou ce sont des Dacetini non cryptiques. Ces prédatrices, de par leur régime alimentaire particulier et leurs faibles populations, n'interagissent que très peu avec les

autres espèces de fourmis.

La possibilité d'utiliser des groupes fonctionnels définis en Australie sur le continent nord-américain a été testée (ANDERSEN 1997b). Il a pu attribuer à chacun des groupes fonctionnels un ensemble de genres ou de groupes d'espèces nord-américaines mais aux vues des milieux très différents de ceux trouvés en Australie et par conséquent des espèces qui s'y sont développées, les groupes dominants les communautés de fourmis en Amérique du Nord sont assez différents de ceux dominant les communautés en Australie. Pour résumer le principe est applicable, mais doit être adapté à chaque faune. C'est ce qui a été réalisé par BERMAN et al. (2013a, 2013b) avec la faune de Nouvelle-Calédonie. Ces auteurs ont adapté les groupes fonctionnels définis par ANDERSEN (1995a) à la faune néocalédonienne qui, dans le cas de leur étude, est dominée par les espèces spécialistes de forêt tropicale humide.

La présence ou l'absence de ces groupes fonctionnels et leur abondance dans les milieux sont de bonnes indications du degré de perturbation de ces derniers et/ou de la réussite ou de l'échec de la restauration d'un écosystème (ANDERSEN 1995a ; BRANDÃO et al. 2011 ; BURBRIDGE et al. 1992 ; DELABIE et al. 2009 ; GOMEZ & ABRIL 2011 ; KING et al. 1998 ; LEAL et al. 2012 ; MACEDO et al. 2011 ; PFEIFFER et al. 2003 ; PIPER et al. 2009 ; SILVA & BRANDÃO 2010).

Le principe des associations d'espèces est très proche de celui des groupes fonctionnels à l'exception du fait qu'il ne prend pas en compte l'abondance de chacune des espèces mais seulement leur occurrence. Au Brésil, GOMES et al. (2014) ont utilisé cette approche pour estimer le degré de restauration de deux anciennes parcelles de canne à sucre replantées à l'aide d'arbres indigènes. En comparant la liste des espèces retrouvées entre un fragment de forêt préservé (parcelle témoin) et les deux parcelles reboisées, ils se sont aperçus que 34 espèces ont été retrouvées uniquement dans la parcelle témoin (sur 82 espèces en tout) alors que n'ont été retrouvées que 12 espèces et 6 espèces, respectivement dans la première et dans la seconde parcelle reboisée. La composition spécifique de la parcelle témoin forme une association d'espèces caractéristique du bon état écologique de cet habitat. Les associations d'espèces trouvées dans les parcelles reboisées ressemblent peu à celle de la parcelle témoin, et témoignent que la restauration de l'écosystème n'est pas aboutie.

Chapitre IV – Bio-indicateurs myrmécologiques

Traditionnellement, trois grands types d'indicateurs sont reconnus : (1) les indicateurs de biodiversité, (2) les indicateurs écologiques et enfin (3) les indicateurs environnementaux. Ces trois approches différentes n'ayant pas les mêmes applications, nous exposons ici leurs vocations respectives dans le contexte des études myrmécologiques.

IV.1 Les indicateurs de biodiversité

La grave crise écologique à laquelle nous assistons actuellement oblige à inventer de nouvelles stratégies pour mesurer la biodiversité (OLIVER & BEATTIE 1996b ; SCHULENBERG & AWBREY 1997). L'une de ces approches consiste à focaliser l'effort de recherche sur un petit nombre de groupes taxonomiques sélectionnés pour servir d'indicateurs de biodiversité. La richesse spécifique ou la diversité de ces groupes taxonomiques se veut alors représentative de la richesse spécifique ou de la diversité des autres groupes taxonomiques au sein du même écosystème (AGOSTI et al. 2000).

La difficulté théorique de cette approche est que chaque espèce possède des besoins écologiques qui lui sont propres et, par conséquent, ne réagira pas nécessairement aux changements environnementaux de la même manière que d'autres taxons, même s'ils partagent un habitat commun (LAWTON et al. 1998, GOLDSTEIN 1999). Néanmoins, il est possible que dans certaines conditions, la richesse spécifique de groupes taxonomiques soit corrélée à celle d'autres taxons. Ainsi, au sein d'habitats non perturbés, l'évolution des conditions environnementales peut avoir une influence comparable sur plusieurs groupes taxonomiques très différents. C'est particulièrement vrai, dans les cas, nombreux, de relations mutualistes où les taxons impliqués évoluent en parallèle et peuvent alors montrer des niveaux de richesse spécifique corrélés (CRANSTON & TRUEMAN 1997). Par ailleurs, dans des taxons aussi variés que des poissons, des oiseaux, des mammifères, des reptiles, des amphibiens ou des mollusques, il a été observé que la présence d'espèces menacées sur un site, est corrélée à la présence de 84% des autres espèces du groupe taxonomique inventorié (LAWLER et al. 2003). En revanche, dans certains cas, la présence d'espèces menacées, comme les Coléoptères saproxyliques de la Liste Rouge norvégienne, est négativement corrélée à la diversité des autres taxons (SVERDRUP-THYGESON 2001). Cette corrélation négative provient très probablement de la nature très spécifique du mode de vie et d'alimentation de ces Coléoptères (GERLACH et al. 2013).

Pour être performant et permettre de rendre compte efficacement de la richesse taxonomique d'un milieu, un indicateur de biodiversité doit idéalement posséder les quatre critères suivants (OLIVER & BEATTIE 1996b):

- (i) il doit être facile à échantillonner,
- (ii) il doit être représentatif de la diversité des niches écologiques de l'écosystème étudié,
- (iii) il doit posséder des relations et/ou échanges avec d'autres groupes taxonomiques,
- (iv) il doit être sensible aux changements environnementaux.

Les plantes sont très souvent considérées comme de bons indicateurs de biodiversité du fait qu'une grande majorité d'organismes en sont dépendant, directement ou indirectement, pour la nourriture et/ou l'abri (LESICA 1993). Par ailleurs, compte-tenu de leur importance écologique, de nombreux taxons parmi les invertébrés ont également été utilisés comme indicateurs de biodiversité (KREMEN et al. 1993) comme les araignées, les acariens, les Orthoptères, les Coléoptères, les Lépidoptères ou encore les fourmis (GERLACH et al. 2013). Le rôle structurant des plantes dans la création de micro-habitats au sein d'un écosystème, le fait qu'elles représentent une ressource alimentaire, notamment pour les invertébrés, et qu'elles leur fournissent des sites de nidification, conduit les richesses spécifiques respectives de ces différents taxons à se corrélér positivement. Cela a pu être montré avec les fourmis (ABENSPERG-TRAUN et al. 1996 ; ANDERSEN et al. 1996 ; CRANSTON & TRUEMAN 1997 ; MAJER 1983). Ces dernières semblent d'ailleurs être de parfaits candidats en tant qu'indicateurs de biodiversité du fait de leur abondance et donc de leur facilité d'échantillonnage, de leur forte diversité avec plus de 15 000 espèces et sous-espèces et de leur présence dans la quasi-totalité des écosystèmes terrestres dans le monde. De plus, les fourmis ont des rôles écologiques extrêmement variés dans les écosystèmes, en particulier du fait des nombreuses relations de mutualisme mises en place avec d'autres invertébrés ou des plantes au cours de l'évolution. Les fourmis se montrent également très sensibles aux changements environnementaux (MAJER 1983).

De nombreuses études montrent qu'au sein d'un même habitat, les fourmis peuvent présenter une richesse spécifique corrélée à celle d'autres taxons, notamment leurs proies, que ce soit des invertébrés vivant dans la litière (*e.g.* araignées, collemboles ou acariens), ou dans la canopée (insectes herbivores) (AGOSTI et al. 2000 ; Lawton et al. 1998). Des corrélations positives entre la richesse spécifique des fourmis et celle d'autres groupes taxonomiques ont été démontrées, notamment avec les plantes (ABENSPERG-TRAUN et al. 1996 ; ANDERSEN et al. 1996 ; CRANSTON & TRUEMAN 1997 ; MAJER 1983 ; MAJER et al. 1984 ; MAJER et al. 2007) ou quelques taxons d'invertébrés comme les Coléoptères (ANDERSEN et al. 1996), les collemboles (MAJER 1983), les scorpions (ABENSPERG-TRAUN et al. 1996) et les termites (ABENSPERG-TRAUN et al. 1996 ; ANDERSEN et al. 1996 ; MAJER 1983). En Australie, les cas de corrélation positive entre la richesse spécifique des fourmis et celle d'autres invertébrés (ABENSPERG-TRAUN et al. 1996 ; ANDERSEN et al. 1996 ; MAJER 1983) proviennent tous de taxons collectés, comme les fourmis, à l'aide de pièges Barber (parmi plusieurs

méthodes d'échantillonnage). Cela suggère que ces taxons vivent et s'abritent dans des micro-habitats similaires et expliquerait cette corrélation positive.

A l'opposé de ces études qui recherchent une corrélation positive entre la richesse spécifique des fourmis et celle d'autres taxons, il existe le cas de l'utilisation d'une espèce envahissante, la fourmi électrique (*Wasmannia auropunctata* Roger 1863) comme indicateur de biodiversité, mais avec ici une corrélation négative. L'étude D'ARMBRECHT & ULLOA-CHACÓN (2003) montre que dans des fragments de forêt sèche en Colombie, la richesse spécifique des fourmis est corrélée négativement à l'abondance de cette espèce invasive. Une autre étude menée au Brésil, dans des parcs urbains et des réserves naturelles, a révélé que la richesse spécifique sur les transects est négativement corrélée à la présence de la fourmi noire à grosse tête *Pheidole megacephala* (Fabricius, 1793) (PACHETO & VASCONCELOS 2007). Ce type d'étude a également été effectué en Nouvelle-Calédonie, où la diversité des fourmis indigènes (abondance, richesse spécifique, composition spécifique) est impacté négativement par la présence de *W. auropunctata* ainsi que par celle de la fourmi folle jaune *Anoplolepis gracilipes* (Smith, 1857), (BERMAN 2012 ; BERMAN et al. 2013ab).

Parfois, certaines études ne montrent qu'une faible corrélation entre la richesse spécifique des fourmis et celle d'autres groupes taxonomiques. Ainsi, dans une forêt semi-déciduée humide du Cameroun LAWTON et al. (1998) ont analysé huit groupes taxonomiques¹ dont les fourmis, qu'elles soient arboricoles ou terricoles. La richesse spécifique de ces taxons a été mesurée puis comparée au sein d'un gradient d'habitats présentant une intensité et une fréquence de perturbations plus ou moins importantes. Peu de corrélations entre les richesses spécifiques des taxons le long du gradient ont été observées. Ce sont toutefois les fourmis de la canopée qui présentaient le plus de corrélations avec les autres taxons, en particulier avec les Lépidoptères et les Coléoptères de la canopée, ainsi qu'avec les fourmis terricoles. Plusieurs études du même type ont été menées en Australie (ABENSPERG-TRAUN et al. 1996 ; ANDERSEN et al. 1996 ; BURBRIDGE et al. 1992 ; CRANSTON & TRUEMAN 1997 ; MAJER 1983 ; MAJER et al. 1984 ; MAJER et al. 2007 ; OLIVER & BEATTIE 1996b ; OLIVER et al. 1998). Les résultats varient d'une étude à l'autre mais il en ressort que les corrélations entre la richesse spécifique des fourmis et celle d'autres taxons changent en fonction du type d'habitat (AGOSTI et al. 2000). Une faible corrélation peut également s'expliquer dans certains cas par des biais d'échantillonnage ou de conception de l'étude. Comme il l'a été précisé précédemment, une absence de corrélation entre la richesse spécifique des fourmis et celle d'autres groupes taxonomiques parmi les animaux et/ou les végétaux peut s'expliquer par des réponses différentes face aux mêmes changements environnementaux (AGOSTI et al. 2000). Andersen (1997a) précise que l'approche

¹ Ces huit taxons sont : les oiseaux, les papillons, les scarabés volants, les scarabés de la canopée, les fourmis de la canopée, les fourmis de la litière, les termites et les nématodes du sol.

habituelle de l'étude de l'écologie des communautés de fourmis, faite à petite échelle, n'est pas compatible avec son utilisation dans l'étude des fourmis en tant que bio-indicateurs. Seule une approche utilisant la biogéographie, la systématique et la biologie de l'évolution appliquées aux communautés de fourmis peut permettre d'apprécier leur potentiel de bio-indicateurs. De même, GERLACH *et al.* (2013) suggère que la richesse spécifique d'un groupe taxonomique reflète de façon plus efficace la biodiversité générale à grande échelle (île, pays, continent) plutôt qu'à une petite échelle (site).

Afin de simplifier le traitement des données, des études proposent d'utiliser des niveaux taxonomiques supérieurs, tels que le genre ou la famille, comme substituts efficaces à l'espèce (GERLACH *et al.* 2013). Quelques études ont prouvé que cette substitution permet une corrélation positive entre ces taxons supérieurs et la biodiversité d'autres groupes taxonomiques. Toutefois, dans le cas des fourmis australiennes, l'utilisation du genre comme substitut à l'espèce n'est pas toujours applicable à cause de l'hyperdiversification de certains genres (ANDERSEN 1995a). En revanche, d'autres études menées dans un contexte minier en Australie ont montré qu'un échantillonnage simplifié de la myrmécofaune, ne retenant que le critère présence/absence des seules espèces de taille supérieure à 4 mm, s'avérerait tout aussi efficace qu'un inventaire exhaustif (ANDERSEN *et al.* 2002, ANDERSEN & MAJER 2004, ANDERSEN 2010, GERLACH *et al.* 2011).

IV.2 Les indicateurs écologiques

Les indicateurs écologiques ont pour objectif d'analyser l'impact des activités humaines sur la biodiversité, en particulier celui des changements environnementaux liés à la fragmentation des milieux ou l'altération des habitats. La compréhension des impacts anthropogéniques sur les écosystèmes est indispensable pour endiguer la dégradation des milieux et conserver la biodiversité (MCGEOCH 1998). Ainsi, les indicateurs écologiques doivent permettre d'évaluer l'impact de la perturbation étudiée sur l'écosystème concerné. Ils fournissent alors d'importantes informations sur la conservation de ces taxons (l'indicateur écologique). Toutefois, peu d'études montrent qu'il est possible d'extrapoler les conclusions relatives à l'indicateur écologique à d'autres groupes taxonomiques au sein du même habitat (MCGEOCH 1998).

Un indicateur écologique efficace se doit de regrouper les mêmes critères que l'indicateur de biodiversité, en particulier celui relatif à la sensibilité aux changements environnementaux.

Les fourmis ont été couramment utilisées comme indicateurs écologiques, en particulier dans le cas d'études cherchant à déterminer le degré de perturbation des habitats ou à évaluer les processus de leur restauration (BERMAN *et al.* 2013a ; BRANDAO *et al.* 2011 ; BULLOCK *et al.* 2011 ; CRISTESCU *et al.*

2012 ; DELABIE et al. 2009 ; FAGAN et al. 2010 ; FOLGARAIT 1998 ; GOMES et al. 2014 ; GRAHAM et al. 2004 ; 2009 ; HOFFMANN 2010 ; KING et al. 1998 ; LAWTON et al. 1998 ; LEAL et al. 2012 ; MAJER 1983 ; MAJER et al. 1984 ; 2007a ; 2007b ; 2013 ; PACHETO & VASCONCELOS 2007 ; PECK et al. 1998 ; PIPER et al. 2009 ; READ 1996 ; RIBAS et al. 2005 ; 2012 ; STEPHENS & WAGNER 2006 ; SUGUITURU et al. 2011 ; UNDERWOOD & FISHER 2006 ; WATT et al. 2002).

IV.2.1 Indicateurs de perturbation des habitats

BERMAN et al. (2013a) ont ainsi montré que les communautés de fourmis indigènes possèdent une forte résilience six ans après un unique épisode d'incendie, la richesse spécifique et l'abondance de certains groupes fonctionnels (*e.g.* "Opportunistes forestiers") étant similaire entre les zones brûlées et non-brûlées, pourvu que celles-ci ne soient pas envahies par l'espèce exogène *Anoplolepis gracilipes* (Smith). En revanche, dans le cas d'une invasion des zones brûlées par *A. gracilipes*, ces deux mesures étaient inférieures à celles des zones non-brûlées, l'espèce exogène envahissante ajoutant un impact négatif à celui du stress déjà provoqué par le feu. Il a également été montré que les communautés de fourmis ne sont pas les mêmes au sein d'un habitat en fonction du type de feu (feu contrôlé par l'homme ou feu naturel), les généralistes empêchant par exemple les opportunistes de s'installer après un feu naturel (STEPHENS & WAGNER 2006).

Différentes utilisations du sol peuvent également avoir un impact sur la diversité des fourmis, comme cela a été montré au Brésil (PACHETO & VASCONCELOS 2007), en Guyane (DELABIE et al. 2009), en Australie (KING et al. 1998) et au Cameroun (LAWTON et al. 1998). Dans ces études, la diversité des fourmis décroît en fonction du degré de perturbation des écosystèmes, d'un habitat pas ou peu dégradé à un habitat très dégradé. Des résultats semblables ont été trouvés en Amérique du Nord, où la richesse spécifique ainsi que les communautés de fourmis se retrouvent fortement impactées par la perturbation des écosystèmes (GRAHAM et al. 2004). Dans certains cas, la richesse spécifique et l'abondance peut être supérieure en cas de perturbation modérée à forte, ce qui s'explique par une hétérogénéité accrue du milieu et donc par la multiplication de niches écologiques, ainsi que par la présence d'espèces très prolifiques (GRAHAM et al. 2009). Toutefois l'étude des communautés de fourmis indique que cette richesse spécifique et cette abondance supérieures ne reflètent pas l'état de santé optimum pour ce type d'écosystème (GRAHAM et al. 2009).

Les pratiques agricoles telles que le pâturage intensif, l'irrigation, le drainage, la fertilisation, le fauchage ou encore le labour ont un impact sur la diversité des fourmis mais il a été montré que les fourmis peuvent tolérer en partie ces perturbations ou reconquérir le milieu après l'arrêt de ces pratiques (FOLGARAIT 1998 ; PECK et al. 1998). En Australie, seules 33% des espèces de fourmis étudiées sont impactées par le pâturage, et leurs réponses varient en fonction du contexte

(HOFFMANN 2010).

La fragmentation des milieux est connue pour ses impacts sur la biodiversité, l' "effet-lisière" en étant une illustration. L' "effet-lisière" a été démontré sur les communautés de fourmis au Brésil, sur la lisière entre une savane et des champs de soja (BRANDAO et al. 2011). La composition des communautés de fourmis se retrouve grandement influencée par sa proximité avec la lisière, certaines espèces n'étant même présentes qu'au sein de cette lisière. Ainsi trois cortèges bien distincts existent dans ce cas, le cortège de fourmis des champs de soja, le cortège des fourmis de la lisière et le cortège des fourmis de la savane. D'une autre étude portant sur la fragmentation des milieux au Brésil ressort que certains groupes fonctionnels spécialisés de fourmis sont très sensibles à cette fragmentation et sont de bons indicateurs écologiques (LEAL et al. 2012). La taille des fragments de forêts peut jouer aussi un rôle sur la richesse spécifique en fourmis, la diversité *alpha*² n'étant ici pas impacté par leur taille à l'encontre de la diversité *gamma* qui est moins importante dans les fragments de plus petite taille (RIBAS et al. 2005). Cette diversité *gamma* moindre proviendrait du nombre moins important d'habitats ainsi que des populations plus petites (et donc plus à même de disparaître) au sein des fragments de petite taille.

Les plantations d'*Eucalyptus* au Brésil, même après leur abandon pendant 16 ou 31 ans, n'hébergent pas de communautés de fourmis semblables à celles retrouvées dans les forêts secondaires proches. Les fourmis généralistes, qui s'installent en même temps que la plantation, restent dominantes également après l'exploitation de la plantation et empêchent les autres groupes fonctionnels de fourmis de s'installer (SUGUITURU et al. 2011). Il en va de même pour les plantations de *Terminalia ivorensis* au Cameroun dans le cadre d'un reboisement, ces plantations ne permettent pas de retrouver une diversité en fourmis semblable à celle présente dans les forêts préservées (WATT et al. 2002).

Les activités minières ont elles aussi un impact sur les communautés de fourmis. En Australie, les émanations salées provoquées par l'exploitation d'une mine souterraine font disparaître les genres dominants de fourmis typiques des habitats non perturbés au profit de genres opportunistes (READ 1996). L'assainissement des terrains permet toutefois un retour des genres dominants de fourmis.

² La diversité *alpha* correspond au nombre d'espèces coexistant dans un milieu donné tandis que la diversité *gamma* correspond au taux d'addition des espèces lorsque l'on échantillonne le même milieu en différents sites.

IV.2.2 Indicateurs de restauration des écosystèmes

La restauration d'un habitat peut avoir pour objectif la restauration d'un ou de plusieurs services écosystémiques et/ou la restauration de la biodiversité (BULLOCK et al. 2011 ; CRISTESCU et al. 2012). En Australie, les indicateurs écologiques utilisés dans le cadre de la restauration d'écosystèmes appartiennent à de nombreux groupes taxonomiques, comme les oiseaux, les reptiles et amphibiens, les mammifères, les arachnides, les myriapodes, les crustacés, les collemboles et enfin les insectes dont les fourmis dans la grande majorité des cas (CRISTESCU et al. 2012 ; MAJER 1983 ; MAJER et al. 1984 ; MAJER et al. 2007a ; MAJER et al. 2007b ; PIPER et al. 2009). Bien que la restauration des écosystèmes n'ait été une réussite que dans moins de la moitié des études, les indicateurs de biodiversité ont tout de même joué leur rôle en permettant d'apprécier le degré de restauration des habitats (CRISTESCU et al. 2012).

Par exemple en Europe la fourmi *Myrmica sabuleti* Meinert, 1861 a été utilisée comme un indicateur écologique, son abondance étant positivement corrélée au degré de restauration de prairies calcaires (FAGAN et al. 2010).

Le temps nécessaire pour l'habitat dégradé de retrouver sa biodiversité peut être long et dépend du type d'écosystème concerné. Dans le cas d'un reboisement au Brésil, une période de sept ans ne semble pas assez longue pour retrouver la même diversité en fourmis que celle présente dans la forêt témoin (GOMES et al. 2014). Dans le cas de coupes sélectives dans une forêt de pins sur la péninsule ibérique, la réapparition des Camponotini, groupe fonctionnel dominant comportementalement et peu tolérant au stress, ne se fait qu'au bout de huit ans (GOMEZ & ABRIL 2011).

En Australie, les fourmis sont fréquemment utilisées comme groupe bio-indicateur dans le contexte de la restauration des sites miniers (MAJER 1983, MAJER et al. 1984, MAJER & NICHOLS 1998, ANDERSEN et al. 2003, MAJER et al. 2013). L'objectif des études menées à ce sujet vise à déterminer dans quelle mesure les habitats naturels et leurs myrmécofaunes associées peuvent être restaurés. Il en ressort que la présence d'une source d'espèces colonisatrices à proximité du site en réhabilitation constitue un facteur essentiel conditionnant le succès du programme de restauration. La richesse spécifique d'un site dégradé est généralement corrélée à la durée du processus de restauration et peut également croître avec l'hétérogénéité des habitats et la densité du couvert végétal (ANDERSEN et al. 2003; MAJER et al. 1984). Ainsi, les programmes de restauration utilisant des plantations monospécifiques ou composées d'espèces exogènes se montrent moins efficaces que ceux reposant sur des plantations mixtes. Certains sites restaurés de longue date ont une richesse spécifique équivalente à celle de sites naturels de référence. Toutefois, sous l'effet d'événements stochastiques influençant leurs trajectoires écologiques, la composition spécifique de la myrmécofaune des sites restaurés peut différer très significativement de celles des sites de référence, ce qui rend impossible

la restauration complète « à l'identique ». Ainsi, après 37 ans, les habitats restaurés sur un site minier en Australie n'ont pas retrouvé le même cortège d'espèces que les habitats non dégradés, ce qui signifie probablement qu'un certain degré de nouveauté a été introduit dans les habitats restaurés. La richesse spécifique de ces habitats restaurés se rapprochent de celle des habitats non dégradés mais leurs communautés ne seront certainement jamais identiques (MAJER et al. 2013). L'impact écologique de l'activité minière sur les biotopes, notamment sur la myrmécofaune locale, peut donc s'avérer irréversible.

IV.3 Les indicateurs environnementaux

L'indicateur environnemental est un taxon (ou un ensemble de taxons) qui répond de façon prévisible à un changement majeur de l'environnement, qu'il soit produit par une pollution chronique ou même dû au réchauffement climatique. L'étude et l'utilisation de ce type d'indicateur restent marginales et peu fréquentes (EYRE et al. 2002 ; NIEMELÄ et al. 2000 ; WOLFRAM et al. 2012), mais les fourmis ayant un bon potentiel en tant qu'indicateurs environnementaux, plusieurs publications évoquent cette possibilité.

En se basant sur leur écologie, ELLISON (2012) propose l'utilisation de la présence et de l'abondance de certaines espèces de fourmis (*e.g. Camponotus herculeanus*, Linnaeus 1758 et *Formica exsecta*, Nylander 1846) ou de groupes d'espèces (groupe de *Formica rufa* Linnaeus, 1761, groupe de *Formica fusca* Linnaeus, 1758) comme indicateurs du réchauffement climatique au niveau des écotones tundra/taïga ou taïga/forêt de feuillus en Amérique du Nord, en Europe et en Asie du Nord. FOLGARAIT (1998) exprime la même possibilité quant à l'utilisation des fourmis en tant qu'indicateur de changement climatique, la répartition de certaines espèces de fourmis étant tributaire de la pluviométrie et de la température.

Malgré la forte résistance des fourmis aux polluants industriels ainsi qu'à la radioactivité, la densité et la taille de colonies peuvent être impactées par des niveaux de pollution grandissant et donc servir d'indicateurs environnementaux (FOLGARAIT 1998).

Les fourmis sont une des composantes majeures de la faune du sol, et se retrouvent intrinsèquement impactées par les variations dans la qualité du sol. Les fourmis jouant un rôle important dans l'architecture du sol et la dynamique des nutriments, LOBRY DE BRUYN (1999) propose ainsi l'utilisation des fourmis comme indicateur de la qualité du sol.

Les transformations et les perturbations des habitats ont donc un impact sur les communautés de fourmis, à la fois de façon indirecte à travers les modifications structurelles du milieu, mais aussi

directement du fait de la réduction des ressources disponibles et/ou de la disparition pure et simple des colonies.

Finalement, la plupart des fonctions essentielles des fourmis au sein des écosystèmes, telles que la régulation (prédation) des pestes biologiques, la dispersion des graines ou les modifications du sol et de la litière, sont affectées par les perturbations des habitats, notamment par le fait que ces modifications entraînent des changements dans l'abondance ou la composition de la myrmécofaune.

Chapitre V – Conclusion

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 efficace dans la mise en place de mesures de gestion de l'environnement.

Les fourmis ont ainsi été utilisées à de nombreuses reprises pour estimer le niveau global de la biodiversité, l'ampleur des perturbations ou l'efficacité des programmes de restauration. S'il est arrivé que les études menées en ce sens ne soient pas toujours parvenues à établir de corrélation très nette entre la diversité de la myrmécofaune et celle des autres taxons, les fourmis se révèlent toutefois plus performantes que pour la plupart des autres taxons bioindicateurs testés. Couplée à l'étude d'autres groupes-clés, faunistiques ou floristiques, l'étude des communautés de fourmis semble donc un outil très adapté à l'évaluation écologique des milieux terrestres.

La myrmécofaune calédonienne, pourtant riche et diversifiée n'est que rarement prise en compte dans les études portant sur l'évaluation de l'intégrité des écosystèmes terrestres locaux. Pourtant, le développement d'indicateurs myrmécologiques adaptés au contexte néo-calédonien semble clairement possible et pourrait s'avérer un outil précieux dans la compréhension des écosystèmes et de leur fonctionnement. Toutefois, l'élaboration de tels indicateurs nécessite le choix de méthodes d'échantillonnage adaptées et aisément répliquables, ainsi qu'une sélection judicieuse des variables représentatives de la diversité des fourmis et de l'état écologique des écosystèmes étudiés. Le choix d'un bioindicateur dépend en effet des acteurs concernés et du type de gestion des écosystèmes. Par exemple, l'utilisation de pièges Barber ou encore le piégeage à l'aide d'appâts alimentaires, méthodes apparemment moins efficaces que le duo Winkler-Moczarski, semblent beaucoup plus aisées à répliquer sur le terrain. Concernant les mesures de la biodiversité, l'approche des groupes fonctionnels (ou guildes) s'est récemment avérée efficace en Nouvelle-Calédonie mais l'utilisation plus traditionnelle des variables telles que la richesse spécifique et l'abondance pourrait être suffisante dans certains cas.

Au final, seule la mise en application de ces différents paramètres permettra de valider l'utilisation de ce taxon comme outil privilégié dans la gestion des milieux naturels terrestres néo-calédoniens.

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., 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 Scientifc 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 & 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., 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.

ARMBRECHT, I. & ULLOA-CHACÓN, P. 2003. The Little Fire ant *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae) as a Diversity Indicator of Ants in Tropical Dry Forest Fragments of Colombia. *Environmental Entomology*, 32(3): 542-547.

BERMAN, M. 2012. *Impacts of anthropogenic fires and invasive ants on native ant diversity in New Caledonia: from genes to communities*. PhD thesis, Université de Montpellier 2 & Charles Darwin University. 232 pp.

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

BERMAN, M. ANDERSEN, A. N., HÉLY, C. & GAUCHEREL, C. 2013b. 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. 2013c. *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.

BESTELMEYER B.T., AGOSTI D., ALONSO L.E., ROBERTO F., BRANDAO C., BROWN JR., DELABIE J.H.C., AND SIVESTRE R. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington, DC , pp. 122-144.

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.

BRANDÃO, C. R. F., SILVA, R. R. & FEITOSA, R. M. 2011. Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. *Zoologia*, 28(3): 379-387.

BULLOCK, J. M., ARONSON, J., NEWTON, A. C., PYWELL, R. F., REY-BENAYAS, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*,

26(10): 541-549.

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

CRANSTON, P. S. & TRUEMAN, J. W. H. 1997. "Indicator" taxa in invertebrate biodiversity assessment. *Memoirs of the Museum of Victoria*, 56(2): 267-274.

CRISTESCU, R. H., FRÈRE, C. & BANKS, P. B. 2012. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. *Biological Conservation*, 149: 60-72.

DELABIE, J. H. C., CASIMIRO, A. B., DO NASCIMENTO, I. C., DO SOUZA, A. L. B., FURST, M., DA ENCARNÇÃO, A. M. V., SMITH, M. R. B. & CAZORLA, I. M. 1994. Stratification de la communauté de fourmis (Hymenoptera: Formicidae) dans une cacaoyère brésilienne et conséquences pour le contrôle naturel des ravageurs du cacaoyer. *Proceedings of the 11th International Cocoa Research Conference*, 823-831.

DELABIE, J. H. C., CÉRÉGHINO, R., GROG, S., DEJEAN, A., GIBERNAU, M., CORBARA, B. & DEJEAN, A. 2009. Ants as biological indicators of Wayana Amerindian land use in French Guiana. *Comptes Rendus Biologies*, 332: 673-684.

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.

ELLISON, A. M. 2012. Out of Oz: Opportunities and challenges for using ants (Hymenoptera: Formicidae) as biological indicators in north-temperate cold biomes. *Myrmecological News*, 17: 105-119.

EYRE, M. D., LUFF, M. L. & WOODWARD, J. C. 2002. Coleoptera (beetle) species and site quality of coastal land post-industrial sites in north-east England. *Transactions of the Natural History Society of Northumbria*, 64: 153-160.

FAGAN, K. C., PYWELL, R. F., BULLOCK, J. M. & MARRS, R. H. 2010. Are Ants Useful Indicators of Restoration Success in Temperate Grasslands? *Restoration Ecology*, 18(3): 373-379.

FISHER, B. L. 1996. Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Naturelle Intégrale d'Andringitra, Madagascar. *Fieldiana Zoology (n.s.)*, 85: 93-108.

FISHER, B. L. 1998. Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Spéciale d'Anjanaharibe-Sud and on the Western Masoala Peninsula, Madagascar. *Fieldiana Zoology (n.s.)*, 90: 39-67.

FISHER, B. L. 1999a. Improving Inventory Efficiency : A Case Study of Leaf-Litter Ant Diversity in Madagascar. *Ecological Applications*, 9(2) : 714-731.

FISHER, B. L. 1999b. Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Naturelle Intégrale d'Andohahela, Madagascar. *Fieldiana Zoology (n.s.)*, 94: 129-147.

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.
- FOWLER, H. G. 1995.** Biodiversity estimates: Ant communities and the rare ant species (Hymenoptera: Formicidae) in a fauna of a subtropical island. *Revis de Matemática e Estatística, São Paulo*, 13: 29-38.
- FOWLER, H. G. & DELABIE, J. H. C. 1995.** Resource partitioning among epigaeic and hypogaeic ants (Hymenoptera: Formicidae) of a Brazilian cocoa plantation. *Ecologia Austral*, 5: 117-124.
- 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.
- GOLDSTEIN, P. Z. 1999.** Functional ecosystems and biodiversity buzzwords. *Conservation Biology*, 13: 247-255.
- GOMES, E. C. F., RIBEIRO, G. T., SOUZA, T. M. S. & SOUSA-SOUTO, L. 2014.** Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology*, 61(3): 250-257.
- GÓMEZ, C. & ABRIL, S. 2011.** Selective logging in public pine forests of the central Iberian Peninsula: Effects of the recovery process on ant assemblages. *Forest Ecology and Management*, 262: 1061-1066.
- GRAHAM, J. H., HUGHIE, H. H., JONES, S., WRINN, K., KRZYSIK, A. J., DUDA, J. J., FREEMAN, D. C., EMLÉN, J. M., ZAK, J. C., KOVACIC, D. A., CHAMBERLIN-GRAHAM, C. & BALBACH, H. 2004.** Habitat disturbance and the diversity and abundance of ants (Formicidae) in the Southeastern Fall-Line Sandhills. *Journal of Insect Science*, 4(30): 1-15.
- GRAHAM, J. H., KRZYSIK, A. J., KOVACIC, D. A., DUDA, J. J., FREEMAN, D. C., EMLÉN, J. M., ZAK, J. C., LONG, W. R., WALLACE, M. P., HAMBERLIN-GRAHAM, C., NUTTER, J. P. & BALBACH, H. E. 2009.** Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. *Ecological Indicators*, 9: 866-877.
- 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.
- GROC, S. 2011.** *Communautés natives des fourmis de la litière en forêts naturelles de Guyane française et impact de la conversion forestière en plantations monospécifiques*. PhD thesis. Université des Antilles et de la Guyane. 275 pp.
- HOFFMANN, B. D. 2010.** Using ants for rangeland monitoring: Global patterns in the responses of ant communities to grazing. *Ecological Indicators*, 10: 105-111.
- HÖLLDOBLER 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.
- JACKSON, D. A. 1984.** Ant Distribution Patterns in a Cameroonian Cocoa Plantation: Investigation of the Ant Mosaic Hypothesis. *Oecologia*, 62(3): 318-324.
- JENKINS, M. 2003.** Prospects for biodiversity. *Science*, 302 (5648): 1175-1177.
- 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.
- 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.
- KING, J. R., ANDERSEN, A. N. & CUTTER, A. D. 1998.** Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1637-1638.
- KREMEN, C., COLWELL, R. K., ERWIN, T. L., MURPHY, D. D., NOSS, R. F., SANJAYAN, M. A. 1993.** Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning. *Conservation Biology*, 7(4): 796-808.
- LACH L. PARR C.L. & ABBOTT K.L. 2010.** *Ant Ecology*. Oxford University Press Inc., NY. 429 pp.
- LAWLER, J. J., WHITE, D., SIFNEOS, J. C. & MASTER, L. L. 2003.** Rare Species and the Use of Indicator Groups for Conservation Planning. *Conservation Biology*, 17(3): 875-882.
- LAWTON, J. H., BIGNELL, D. E., BOLTON, B., BLOEMERS, G. F., EGGLETON, P., HAMMOND, P. M., HODDA, M., HOLT, R. D., LARSEN, T. B., MAWDSLEY, N. A., STORK, N. E., SRIVASTAVA, D. S. & WATT, A. D. 1998.** Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391: 72-76.
- 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.
- LEAL, I. R., FILGUEIRAS, B. K. C., GOMAS, J. P., IANNUZZI, L. & ANDERSEN, A. N. 2012.** Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, 21: 1687-1701.
- LESICA, P. 1993.** Using plant community diversity in reserve design for pothole prairie on the Blackfeet indian reservation, Montana, USA. *Biological Conservation*, 65: 69-75.

- LEVINGS, S. C. 1983.** Seasonal, Annual, and Among-site Variation in the Ground Ant Community of a Deciduous Tropical Forest: Some Causes of Patchy Species Distributions. *Ecological Monographs*, 53(4): 435-455.
- LOBRY DE BRUYN, L. A. 1999.** Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 425-441.
- LOCKWOOD J.L., HOOPES M.F. & MARCHETTI M.P. 2007.** *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing.
- LOWE S., BROWNE M. AND BOUDJELAS S. 2000.** 100 of the world's worst invasive alien species. *Aliens* 12: S1-S12.
- MACEDO, L. P. M., FILHO, E. B. & DELABIE, J. H. C. 2011.** Epigean ant communities in Atlantic Forest remnants of São Paulo: a comparative study using the guild concept. *Revista Brasileira de Entomologia*, 55(1): 75-78.
- MACK R.N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W.M., EVANS H., CLOUT M., AND BAZZAZ F.A. 2000.** Biotic invasions: cause, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- 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., 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. & 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. & NICHOLS O.G. 1998.** Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitation bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal of Applied Ecology* 35: 161-182.
- 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., 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.

NIEMELÄ, J., KOTZE, J., ASHWORTH, A., BRANDMAYR, P., DESENDER, K., NEW, T., PENEV, L., SAMWAYS, M. & SPENCE, J. 2000. The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of Insect Conservation*, 4: 3-9.

OLIVER, I. & BEATTIE, A. J. 1996a. Invertebrate Morphospecies as Surrogates for Species: A Case Study. *Conservation Biology*, 10(1): 99-109.

OLIVER, I. & BEATTIE, A. J. 1996b. Designing a Cost-Effective Invertebrate Survey: A Test of Methods for Rapid Assessment of Biodiversity. *Ecological Applications*, 6(2): 594-607.

OLIVER, I., BEATTIE, A. J. & YORK, A. 1998. Spatial Fidelity of Plant, Vertebrate, and Invertebrate Assemblages in Multiple-Use Forest in Eastern Australia. *Conservation Biology*, 12(4): 822-835.

OLSON, D. M. 1991. A Comparison of the Efficacy of Litter Sifting and Pitfall Traps for Sampling Leaf Litter Ants (Hymenoptera, Formicidae) in a Tropical Wet Forest, Costa Rica. *Biotropica*, 23(2): 166-172.

ORSOLON-SOUZA, G., ESBÉRARD, C. E. L., MAYHÉ-NUNES, A. J., VARGAS, A. B., VEIGA-FERREIRA, S. & FOLLY-RAMOS, E. 2011. Comparison between Winkler's extractor and pitfall traps to estimate leaf litter ants richness (Formicidae) at a rainforest site in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(4): 873-880.

PACHETO, R. & VASCONCELOS, H. L. 2007. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, 81: 193-199.

PARMESAN C. ET AL. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579-583.

PECK, S. L., MCQUAID, B. & CAMPBELL, C. L. 1998. Using Ant Species (Hymenoptera: Formicidae) as a Biological Indicator of Agroecosystem Condition. *Environmental Entomology*, 27(3): 1102-1110.

PFEIFFER, M., CHIMEDREGZEN, L. & ULYKPAN, K. 2003. Community organization and species richness of ants (Hymenoptera/Formicidae) in Mongolia along an ecological gradient from steppe to Gobi desert. *Journal of Biogeography*, 30: 1921-1935.

PIM, S. L., RUSSELL G. J., GITTLEMAN J. L. & BROOKS T. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269: 347-350.

PIPER, S. D., CATTERALL, C. P., KANOWSKI, J. J. & PROCTOR, H. C. 2009. Biodiversity recovery during rainforest reforestation as indicated by rapid assessment of epigaeic ants in tropical and subtropical Australia. *Austral Ecology*, 34: 422-434.

PRIMACK, R. B. & ROS, J. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel Ciencias. Barcelona, Spain. 375 pp.

RAVARY F. 2015. Délimitation des populations de la fourmi envahissante *Wasmannia auropunctata* présentes sur deux zones de stockage du site industriel de VALE-NC. Rapport d'expertise réalisé pour Vale-NC par le cabinet Biodical.

READ, J. L. 1996. Use of ants to monitor environmental impacts of salt spray from a mine in arid Australia. *Biodiversity and Conservation*, 5: 1533-1543.

RÉGNIER C., ACHAZ G., LAMBERT A., COWIE R. H., BOUCHET P. & FONTAINE B. 2015. Mass extinction in poorly known taxa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112: 7761-7766.

RIBAS, C. R., SOBRINHO, T. G., SCHOEREDER, J. H., SPERBER, C. F., LOPES-ANDRADE, C. & SOARES, S. M. 2005. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica*, 27: 31-41.

RIBAS, C. R., CAMPOS, R. B. F., SCHMIDT, F. A. & SOLAR, R. R. C. 2012. Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche*, 2012: 1-23.

RICKELFS R.E. 2005. Taxon cycles. Insights from invasive species. In: Sax, D.F., Stachowicz, J.J. & Gaines S.D., (eds.). *Species invasions: insights into ecology, evolution, and biogeography*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, 165-169.

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*.

SILVA, R. R. & BRANDÃO, C. R. F. 2010. Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. *Ecological Monographs*, 80(1): 107-124.

STEPHENS, S. S. & WAGNER, M. R. 2006. Using Ground Foraging Ant (Hymenoptera: Formicidae) Functional Groups as Bioindicators of Forest Health in Northern Arizona Ponderosa Pine Forests. *Environmental Entomology*, 35(4): 937-949.

SVERDRUP-THYGESON, A. 2001. Can 'continuity indicator species' predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? *Biodiversity and Conservation*, 10: 815-832.

SUGUITURU, S. S., SILVA, R. R., DE SOUZA, D. R., MUNHAÉ, C. DE B. & MORINI, M. S. DE C. 2011. Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 11(1): 369-376.

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.

VERMEIJ G.J. 2005. Invasion as expectation. A historical fact of life. In: Sax, D.F., Stachowicz, J.J. & Gaines S.D., (eds.). *Species invasions: insights into ecology, evolution, and biogeography*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, 165-169.

WANG, C., STRAZANAC, J. & BUTLER, L. 2001. A Comparison of Pitfall Traps with Bait Traps for Studying Leaf Litter Ant Communities. *Journal of Economic Entomology*, 94(3): 761-765.

WARD, P. 1985. Taxonomic congruence and disparity in an insular ant fauna: *Rhytidoponera* in New Caledonia. *Systematic Biology*, 34: 140-151.

WATT, A. D., STORK, N. E. & BOLTON, B. 2002. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. *Journal of Applied Ecology*, 39: 18-30.

WEBER, N. A. 1952. Biological Notes on Dacetini (Hymenoptera, Formicidae). *American Museum Novitates*, 1554: 1-7.

WHITTAKER, R. J. & FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. 2009. *Island Biogeography. Ecology, evolution, and conservation. Second Edition*. Oxford University Press, Oxford. 401 pp.

WILSON E.O. 1987. Causes of ecological success: the case of the ants. *J. of Animal Ecology* 56: 1-9.

WOLFRAM, G., HÖSS, S., ORENDT, C., SCHMITT, C., ADÁMEK, Z., BANDOW, N., GROBCHARTNER, M., KUKKONEN, J. V. K., LELOUP, V., LÓPEZ DUVAL J. C., MUÑOZ, I., TRAUNSPURGER, W., TUIKKA, A. VAN LIEFFERINGE, C., VON DER OHE, P. C. & DE DECKERE, E. 2012. Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *Science of the Total Environment*, 438: 498-509.

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.