



HAL
open science

Conservation de l'entomofaune ordinaire : enjeux scientifiques et sociétaux

Camila Leandro

► **To cite this version:**

Camila Leandro. Conservation de l'entomofaune ordinaire : enjeux scientifiques et sociétaux. Sciences agricoles. Université Paul Valéry - Montpellier III, 2018. Français. NNT : 2018MON30055 . tel-02132383

HAL Id: tel-02132383

<https://theses.hal.science/tel-02132383>

Submitted on 17 May 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par l'Université Paul-Valéry Montpellier 3

Préparée au sein de l'école doctorale TERRITOIRES,
TEMPS, SOCIÉTÉS ET DÉVELOPPEMENT
Et de l'unité de recherche CENTRE D'ÉCOLOGIE
FONCTIONNELLE ET ÉVOLUTIVE (UMR 5175)

Spécialité : Écologie et Biologie des Populations

Présentée par **Camila LEANDRO**

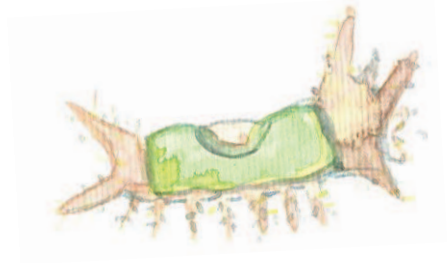
**Conservation de l'entomofaune ordinaire :
Enjeux scientifiques et sociétaux**

Soutenue le 29 novembre 2018 devant le jury composé de

Mme Christine ROLLARD, Maître de Conférences, Muséum National d'Histoire Naturelle	Rapporteur
M Julien PETILLON, Maître de Conférences HDR, Université Rennes 1	Rapporteur
Mme Nathalie BLANC, Directrice de Recherche HDR, LADYSS-CNRS	Examineur
M Pascal DUPONT, Docteur, UMS 2006 PatriNat (AFB, CNRS, MNHN)	Examineur
Mme Ana RODRIGUES, Directrice de Recherche HDR, CEFE-CNRS	Examineur
M John THOMPSON, Directeur de Recherche HDR, CEFE-CNRS,	Examineur
M Pierre JAY-ROBERT, Professeur des Universités HDR, Université Paul-Valéry Montpellier 3	Directeur

**Conservation de
l'entomofaune ordinaire :
Enjeux scientifiques et sociétaux**

A los verdecillos del Carmen:
¡M, J, B, E y P... y a todos los otros!



Remerciements

L'aventure scientifique et humaine qu'est la thèse, amène à se sonder au plus profond de soi. La thèse invite à donner tout de soi même, découvrir son potentiel et à explorer, ce qu'enfoui en nous, est une certitude. Menée avec passion, cette thèse peut s'avérer un des moments le plus importants de construction professionnelle, mais surtout personnelle. Car l'aventure c'est de l'inattendu, des rencontres, des problèmes complexes, des frustrations et des (petites ou grandes) victoires. Heureusement, bien qu'il semble ainsi, le thésard n'est pas seul (et heureusement). J'ai eu la chance d'être particulièrement entourée, avant la thèse, pendant et après. A tous ceux qui, en ayant été ou en étant dans ma vie, m'ont conduit à être qui je suis aujourd'hui, merci. Et bien que difficile à faire, voici la liste de personnes à qui je suis particulièrement reconnaissante :

Pierre Jay-Robert, qui m'a proposé un projet des plus inattendus : s'attaquer à la conservation des bousiers. Ça aurait été mille fois plus sexy de travailler sur un modèle poilu ou plumeux, de préférence bleu ; d'ailleurs ça m'aurait économisé quelques blagues ! Cependant tu m'as proposé ce que, au fond de moi, j'avais vraiment envie de faire : m'occuper des « moches ». Et si c'était à refaire, ça serait avec plaisir. Merci de ta générosité, ton écoute et de ta confiance.

L'équipe ESA... que dire, vous m'avez soutenu, inspiré, aidé, formé, accompagné, fait rigoler, rêver et surtout, vous me n'avez pas laissé baisser les bras. Avec votre enthousiasme et bienveillance je peux dire que j'ai passé trois ans dans la meilleure ambiance professionnelle qu'un doctorant peut espérer. Agnès Mechin, Alan Vergnes, Aurore Léocadie, Céline Jacob, Gérard Duvallet, Jérôme Cortet, Jonathan Bonfanti, Juliette Langlois, Martine Feugray, Pierre-Yves Hardy, Séverine Durand, Sylvain Pioch, William FD Perrin... vous savez, sans vous, les pauses et les smoothies je n'aurais jamais publiéééé (et fini) ! Puis, je dois citer ces jeunes qui ont apporté un coup de main significatif à mes travaux et qui m'ont appris beaucoup de choses : merci Sophia Savagner et Matthias Brand de votre investissement, créativité et enthousiasme.

Merci aux membres du jury d'avoir accepté d'évaluer ces travaux. J'admire votre investissement (souvent très personnel) pour la conservation de la biodiversité et votre ouverture disciplinaire. J'espère que vous trouverez des éléments intéressants dans ce manuscrit.

Je remercie tous les chercheurs, techniciens et acteurs du monde de la conservation qui ont apporté un conseil significatif, une aide ponctuelle ou une attention particulière à mes travaux et à mes idées. Parmi eux Isabelle Chuine, Aurélien Besnard, Claude Miaud, Cyril Bernard, Julien Touroult, David Degueldre, Olivier Gimenez, les membres de ScarB'Obs

(Adrien Simon, Céline Quélénnec, Joseph Garrigue, Baptiste Hubert, Julien Dabry, Stéphane Jaulin, Laurent Tatin, Fabien Lepine), Claudie Houssard, Sonia Bertrand, Xavier Houard, Bruno Mériguet, Valérie Chansigaud, Dennis Brouillet, Louise Chawla. Special greetings to you Ian Renner: you made SDM's (and working with you) be funny, exciting and gamboge. I'll never thank you enough ! Puis, j'aimerai citer des chercheurs qui m'ont inspiré en tant que scientifique et personne investie dans la conservation des « creepy crawlers » : MJ Samways, SR Kellert et EO Wilson.

Je tiens à citer des personnes qui ont travaillé avec moi pour réussir des paris fous, dont la détection de l'ADNe dans des compresses... merci Tony Dejean et ses associés de SPYGEN. Egalement merci à Juliette Fabre, Olivier Lobry et Alexia Vaillé de l'OSU-OREME et Marie-Claude Quidoz du CEFE : l'observatoire ScaraB'Obs serait encore une idée sans votre appui technique.

Je souhaiterai citer des structures qui m'ont permis de me former en tant que future chercheuse ancrée dans des problématiques actuelles : le CEFE, l'OSU-OREME et l'Association Femme & Sciences. Dans cette dernière, mention spéciale pour Catherine Panabières, dont le partage de ses expériences m'a grandement enrichie et aidée et à May Morris pour sa bienveillance et tout ce qu'elle fait pour F&S.

Enfin, une pensée pour les précaires de la recherche. Jérémy Tornos, Louise Boulangeat, Marine El Adouzi, Mathilde Frémont, Jules Chiffard, Julie Louvrier, Marie Chandelier, Matthias Grenié, Iris Le Roncé, Juan Sebastian Vargas, Nathalia Sandoval et Daniel Arauz : passionnés de vos sujets et de vos propres aventures, je vous souhaite que du bonheur dans vos quêtes scientifiques !

Une thèse est sans aucun doute une occupation à temps complet, 7j/7, 24/24 365 jours de l'année ; c'est une attitude de curiosité dévorante et dans mon cas, une passion. Je dois donc remercier toutes les personnes ayant vécu (subi ?) cette aventure avec moi en dehors des « heures de bureau » :

Vengo de lejos pero sin duda alguna, ustedes hacen parte de mi vida, y por ende, de las personas que hicieron que una chiquilla se fuera para mejor regresar. Y lo mejor, es que su esencia y su cariño nunca cambió. Juan Diego J, Montserrat S, Marcial V, Michelle T, Jean Karlo M, Rosa V, Adriana V, Belem C, Jorge L. Estoy agradecida con el mundo por tenerlos cerca de mí, aún a distancia.

Une partie de ma vie a été la Bretagne, où j'ai vécu des choses (folles et incroyables) qui m'ont fait grandir et qui m'ont conduit à faire le grand pas vers la recherche. Margot LG, Martin D, Noën C, Gaël C, Thomas Z, Léa F, Pauline G, Sébastien G, Xavier D, Josselin G, Aurélia LD, Pierrick L, Laurent B, Pierre LH, Yann K, Danny Z, Oriane C, Thierry D, Jonathan S, François B, Céline C et Patricia C : c'est grâce à vous. Merci.

Une pensée émotive pour mes anciens collègues de Tela Botanica : Samantha B, Mathias C, Audrey T, Jennifer C, Aurélien P, Véro S, Daniel M... merci de m'avoir formé à la gestion participative (je suis la ouaish-rappeuse du labo, yeah !), préparé aux blagues de mer** (littéralement) et de votre soutien avant même que je devienne thésarde !

Mention spéciale pour les LDP, dont certains se sont investis dans la thèse (qui l'aurais cru, une bande de musiciens classicos intéressés par les insectes ?). Merci Marion Ch, Alix A, Tobias O, Timothée L, Quentin M, Antonin H, Cécile C, Quentin C, Loïs B, Pierre K, Hélène B, Geoffrey C et Marion Co. Pour les relecteurs : je vous dois un jus de fraise. Et vivent le *Cellove* et tous les *loves* !

Un grand merci à mes ABR colocataires : Claire R. et Christophe C. Toujours disponibles pour l'apéro et les soirées films. Hâte de remettre ça sans besoin d'un agenda !

Gérard D, Josette R et Philippe C : parfois, ce ne sont pas les liens de sang qui créent une famille. Merci d'avoir toujours été là pour cette jeune expatriée. Vous êtes les meilleurs tontons et tata que je pourrais avoir. Merci.

Bastien, tu as été mon coach, mon acolyte de pessimisme et de folies, mon cuisinier, mes vacances, mon amoureux, mon relecteur, mon sherpa émotionnel et une source d'admiration. Merci d'avoir enduré ces trois ans avec la névrosée-passionnée que je suis et de continuer à la suivre dans son cheminement aventureux. Et je n'oublie pas Isis, le plus beau et réconfortant chat de la planète !

Y para terminar, los verdecillos del Carmen. ¿Quién iba a saber que me iba a volver tan creativa y decidida, como Papi? ¿Tan llena de la empatía y la sensibilidad de mi Mamá? ¿Que iba a ser tan terca y obstinada que Mamita? ¿Que sería tan explosiva y dulce como Papá? ¿Igual de valiente que Pedro? Ustedes. Porque me vieron crecer... y me vieron irme. Ustedes son íntegra parte de mí, son la piedra angular de quién soy, seré y deseo ser. Gracias por siempre haberme alentado a seguir mis sueños y a ser quién soy. Este trabajo es una parte de mí que todos ustedes contribuyeron a inculcarme. Por eso, se los dedico.

Résumé

En regardant de près les outils juridiques et autres leviers, pour la conservation de la biodiversité, il semblerait que les invertébrés, et notamment les insectes, soient minoritaires ou absents. Ce constat est d'autant plus paradoxal lorsque l'on sait que 2/3 de la diversité biologique est composée par des insectes. Comment cette diversité essentielle pour le fonctionnement des écosystèmes se retrouve-t-elle dans l'angle mort de la conservation ?

La première réponse avancée est le manque d'outils techniques pour étudier ces organismes petits et relativement insaisissables. La rencontre avec les nouvelles méthodes techniques pour la détection et l'étude des insectes est plus que jamais nécessaire. En effet, ces leviers permettront de faciliter l'étude de ces organismes, d'augmenter les connaissances et ainsi de développer une conservation plus adéquate. Nous évoquerons deux approches en particulier : la détection avec des outils moléculaires et l'utilisation de modèles statistiques pour l'exploration de la distribution potentielle des espèces.

Mais les connaissances sont également fondées sur la demande sociétale. Et les connaissances alimentent elles-mêmes les outils de protection et de conservation de la biodiversité. À l'échelle des invertébrés, des disparités existent, privilégiant les « grands papillons bleus » aux « petits diptères marrons ». De fait, l'enjeu le plus important pour déverrouiller la conservation des insectes réside dans l'humain et la perception qu'il a de cette biodiversité. À travers une approche de psychologie de la conservation, nous sonderons la perception du grand public sur les insectes. De même, avec une approche de recherche-action-participative, nous tenterons d'engager divers acteurs vers la conservation d'un groupe d'insectes ordinaires : les coléoptères coprophages. Notre volonté est de proposer des moyens pour sensibiliser, éduquer et engager la société dans cet enjeu majeur qu'est la conservation de l'entomofaune.

Ce manuscrit s'articulera ainsi autour de deux parties : une première qui permettra de balayer les freins et les leviers de la conservation de l'entomofaune ordinaire, et une deuxième axée sur un modèle biologique (les coléoptères coprophages) présentant des outils de détection, d'identification, d'évaluation et de participation développés pour la préservation de ce groupe biologique en France.

Mots clés : Conservation des insectes ; coléoptères coprophages ; perception ; ADN environnemental ; modèles de processus de points ; recherche-action

Summary

Looking closely at the legal tools and other levers for preserving biodiversity, it would seem that invertebrates, in particular insects, are in a minority, or absent. This observation is all the more paradoxical when we know that 2/3 of the biological diversity consists of insects. How does this diversity, essential for the functioning of the ecosystems, find itself in the dead angle of conservation?

The first answer that is usually put forward is lack of technical tools to study these small and relatively elusive animals. Getting to know and use new technical methods for the detection and the study of insects is more than ever necessary. Indeed, these levers will facilitate the study of these animals, and will thus increase knowledge, which will lead to developing more adequate conservation strategies. We shall evoke two approaches in particular: detection with molecular tools and use of statistical models to explore the potential distribution of the species.

But knowledge is also based on what society asks for. Public interest orients the tools of protection and preservation of biodiversity. Among invertebrates, disparities exist, favoring the “big blue butterflies” over the “small brown dipterans”. A simple coincidence? No. Actually, the decisive factor to unlock the preservation of insects rests in human beings and how they perceive this biodiversity. Using a conservation psychology approach, we will explore how the general public perceives insects. We will also draw on participatory action research to see how various conservation actors can be committed towards preserving a group of ordinary insects: coprophagous beetles. Our aim is to propose ways to raise awareness, educate and engage society to this major issue: preserving entomofauna.

This manuscript will be therefore structured in two parts. The first one will present an overview of obstacles and levers of ordinary insect fauna conservation. The second one will be focused on a particular biological model (dung beetles) and will present developed detection, identification, evaluation and participations tools leading to the preservation of this group at the french scale.

Key words: Insect conservation; dung beetles; perception; environmental DNA; point process models; action research

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	5
RESUME	9
SUMMARY	11
TABLE DES MATIERES	12
INTRODUCTION GENERALE	2
PARTIE I : CONSERVER DES INSECTES	22
CHAPITRE 1 : QUE PRESERVER ?.....	24
1. Une question d'importance, une question de point de vue	24
a) Les espèces avant tout	25
b) Protéger d'abord les espèces que j'aime.....	27
2. Des barrières à la conservation des invertébrés	29
a) Une question de forme.....	29
b) Une question de représentations et d'émotions.....	33
c) Une scission vertébré/invertébré dans la volonté de conserver ?	38
Etude 1 : Insectes & volonté de conservation	38
d) Quelle perception des insectes ?.....	50
Etude 2 : Diversité et perception des Insectes	51
CHAPITRE 2 : COMMENT PRESERVER ?	70
1. La connaissance, socle de la conservation	70
a) Brève histoire de la recherche en entomologie	71
b) Du contrôle à la conservation.....	73
2. Instruments réglementaires favorisant la conservation et la protection des Insectes	75
a) Dans le Monde	75
b) En Europe	78
c) En France	82
d) Diversité et Pertinence	91
3. Des outils biaisés, des perspectives d'amélioration en vue	93
Etude 3 : Biais dans les listes de protection à l'échelle Européenne	95
CHAPITRE 3 : PISTES D'AMELIORATION POUR UNE CONSERVATION DES INSECTES AU XXIEME SIECLE	116
1. Vers une relation positive entre le « grand public » et les insectes.....	117
a) « Pandariser l'ordinaire » : l'utilité des approches vertébristes de sensibilisation pour l'entomofaune 118	
b) Multiplier les approches sensibles, multiplier les rencontres humain-insecte.....	122
2. Armer la recherche d'outils et de techniques pour une vision holistique	130
3. Militer pour une vision holistique et dynamique dans la conservation	132
4. Mettre en place des projets de conservation de l'entomofaune.....	134
PARTIE II : STRATEGIE POUR L'ETUDE ET LA CONSERVATION DES COLEOPTERES COPROPHAGES EN FRANCE	138
CHAPITRE 1 : LES COLEOPTERES COPROPHAGES DE FRANCE	140
1. Présentation et Représentations du groupe.....	140

a)	Des Scarabaeoidea laparosticti.....	140
b)	Des Bousiers	144
2.	Les Coléoptères coprophages de France métropolitaine.....	146
a)	Contexte de la mise en place des peuplements de bousiers et changements environnementaux actuels.....	146
b)	Services rendus par les coléoptères coprophages.....	149
c)	Enjeux de conservation du groupe en France métropolitaine	151
3.	Verrous et perspectives pour l'étude et la conservation du groupe.....	153
CHAPITRE 2 : SUIVIS ADN ENVIRONNEMENTAL, UN OUTIL POUR DEMOCRATISER LES « INVENTAIRES BOUSIERS ».....		158
1.	Techniques actuelles et prospectives d'inventaire	159
2.	Monitoring basé sur l'ADNe : principe et démarche expérimentale.....	160
a)	Le dispositif.....	164
b)	Trouver un matériel stérile collecteur	166
Etude 4 : Quantifier de l'ADNe sur un substrat stérile		168
c)	Un outil d'échantillonnage et identification	171
Etude 5 : Inventorier des organismes du sol grâce aux inventaires basés sur l'ADNe		172
3.	Un nouveau chemin pour l'acquisition de données.....	187
CHAPITRE 3 : DES MODELES POUR ETUDIER ET EVALUER LES ESPECES ET LES PEUPELEMENTS		188
1.	Le choix du modèle	191
a)	Spécificités et avantages des PPM.....	193
b)	Poisson PPM	194
c)	Gérer les biais	195
d)	Insectes, bousiers & PPM	197
2.	Les hypothèses écologiques et le choix des variables environnementales.....	197
a)	Lucane cerf-volant : illustration de la démarche PPM et vérifications d'hypothèses écologiques....	202
b)	Coléoptères coprophages & biais associés.....	205
Étude 6		206
3.	La fiabilité des modèles.....	214
Etude 7 : Consistance & fiabilité dans les modèles PPM		215
4.	Des populations aux peuplements.....	225
CHAPITRE 4 : SCARAB' OBS, APPLICATION D'UNE STRATEGIE DE CONSERVATION DE L'ENTOMOFAUNE		228
1.	Investir les professionnels dans la conservation de l'entomofaune ordinaire.....	229
2.	Investir le grand public dans la conservation	233
a)	Reconnaître la diversité des bousiers.....	233
b)	Le public met les « main à la bouse »	237
3.	Un pour tous, tous pour un : Partager avec des experts à l'international	239
4.	Conservation en action et en transformation	241
CONCLUSION GENERALE		244
GLOSSAIRE		254
BIBLIOGRAPHIE		258
LISTE DES ARTICLES & COMMUNICATIONS SCIENTIFIQUES.....		284
ACTIVITES D'ENSEIGNEMENT ET D'ENCADREMENT		286

Introduction générale

A) De la Biologie de la Conservation aux Sciences de la Conservation

Biodiversité, contraction de *bio* et *diversité* signifiant « la diversité du vivant », est un néologisme apparu lors du Forum de Washington en 1986 et internationalisé en 1992 lors du Sommet de la Terre à Rio (Blandin 2014 ; Charvolin & Ollivier 2017). Construction scientifique, construction sociale voire politique, *Biodiversité* a mis en lumière la nécessité de collaborer face une crise environnementale bien plus importante qu'on ne le pensait (Barbault 2006 ; Blandin 2014 ; Charvolin & Ollivier 2017 ; Compagnon & Rodary 2017). Néanmoins, la préoccupation pour la préservation de la diversité biologique était, elle, déjà née depuis à peu près un siècle.

C'est à la fin du XIX^{ème} siècle et dans un contexte de prise de conscience de l'impact de l'humain sur son environnement que la *Biologie de la Conservation* a vu le jour (Meine 2010), même s'il faudra attendre 1985 pour disséminer à large échelle la discipline (Soulé 1985). Alfred Russel Wallace a écrit en 1863 à propos de « l'extinction de nombreuses formes de vie qui mettrait le progrès de l'agriculture en danger ». Un an plus tard, George Perkins Marsh ajouta « All nature is linked together by invisible bonds, and every organic creature, however low, however feeble, however dependent, is necessary to the well-being of some other among the myriad forms of life with which the Creator has peopled the earth ». Ces textes alimenteront le courant des « Progressistes Américains », préoccupés par la protection de la Nature soit (i) pour sa valeur pour l'humain (éthique utilitariste) soit (ii) pour sa valeur propre (éthique transcendantale) (Meine 2010). Au XX^{ème} siècle, l'écologie scientifique véhiculera une meilleure compréhension des interactions et des écosystèmes, la taxonomie permettra d'estimer le vivant et la génétique de percevoir les mécanismes évolutifs et adaptatifs de la vie (Matagne 2002). Ainsi ces progrès scientifiques apporteront des preuves aux gouvernements de l'importance de la préservation de la biodiversité (Soulé 1985 ; Brooks 2010).

De même, au cours du XX^{ème} siècle, dans différentes parties du monde on remarque la mise en place de politiques environnementales, qui ciblent directement la diversité du vivant. Le premier outil à apparaître dans ce sens est la délimitation de zones naturelles à protéger, tels des parcs et des réserves (Compagnon & Rodary 2017). Cette vision s'est également largement développée en France lors des années 1960-70 (Schnitzler *et al.* 2008 ; Compagnon & Rodary 2017). C'est aussi une période durant laquelle des organisations non

gouvernementales (ONG) à portée internationale vont apparaître dans le paysage des acteurs pour la conservation de la nature (Jacquet 2007) : GreenPeace, l'union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et le Fonds mondial pour la nature (WWF) en sont quelques exemples.

Ces deux dernières, l'UICN et WWF, avec le programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), vont d'ailleurs porter en 1980 la *Stratégie mondiale de la conservation*. Ce document sera la base des politiques de conservation des années 80 et 90 qui vont permettre de globaliser et « d'homogénéiser » cette préoccupation (Blandin 2014 ; Compagnon & Rodary, 2017). La démarche aboutira à la création de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) en 1992.

L'arrivée de la CDB, et par conséquent du terme *Biodiversité*, marque un tournant dans la façon d'appréhender la conservation du vivant (Fromageau 1998 ; Larrère 2016). *Biodiversité* va unir sous une même bannière scientifiques, gestionnaires et politiques et permettre une médiatisation importante de la problématique du déclin des populations. Par la suite, l'approche jusque-là protectionniste de la conservation va évoluer vers une approche *gestionnaire* permettant d'inclure les activités anthropiques (Mougenot 2003 ; Schnitzler et al. 2008 ; Orsini 2017). Ainsi s'est ouverte l'ère d'une conservation de la nature avec ou pour l'humain, ce qui a permis aux milieux agricoles, urbains, aux espaces économiques et culturels d'être également investis dans la cause de la conservation (Compagnon & Rodary 2017).

Environnement physique	Environnement social	Implémentation d'actions pro-environnementales	Etude de la diversité biologique	Gestion des milieux et des ressources	
Géographie Géologie Physique Chimie	Sciences Politiques Sociologie Anthropologie Psychologie Economie Philosophie Linguistique	Droit Aménagement du territoire Education Communication Ingénierie	Biologie des populations Génétique Ecologie Biogéographie Physiologie Médecine Vétérinaire Biologie de la conservation	Structures d'appui régionales	Structures d'appui internationales
Sciences de la conservation				Halieutiques Aquatiques Forestières Agricoles Faune & Flore Sauvage	FAO OCDE OMC PNUD UNESCO UE

Figure 1 : Synthèse des disciplines et structures contribuant aux sciences de la conservation, modifié à partir de Kareiva & Marvier 2012 et Orsini 2017.

Cette dimension *Humaine* de la biologie de la conservation a également soulevé la question des disciplines contribuant véritablement à la conservation (Jacobson & McDuff 1998 ; Barbault 2006 ; Hunter & Gibbs 2007 ; Kareiva & Marvier 2012). Restreindre la conservation aux différentes disciplines issues de la biologie et de l'écologie revient à nier une histoire et à désavouer le fait que les choix (détruire, contrôler, gérer, conserver ou protéger) sont faits par l'humain (Macdonald *et al.* 2007).

La pluridisciplinarité, voire l'interdisciplinarité, dans la conservation (figure 1) est la conséquence d'une science nécessitant d'apporter des solutions (« mission-driven discipline » selon Soulé 1985) à des problématiques complexes dans des contextes d'urgence (Meine 2010). Mais bien plus qu'une nécessité, la pluridisciplinarité est l'occasion d'avoir un regard plus large et plus pertinent sur la problématique abordée (Jacobson & McDuff 1998 ; Barbault 2006 ; Le Maho 2006).

Désormais, les *sciences de la conservation* englobent des sciences du vivant et des sciences humaines et sociales. Et comme plusieurs auteurs le soulignent, cette pluridisciplinarité devrait se trouver autant dans les projets que dans les équipes et animer chaque acteur de la conservation (Jacobson & McDuff 1998 ; Bennet *et al.* 2017). Car cette pluridisciplinarité est indispensable pour répondre aux urgences de la conservation de la biodiversité.

B) Un contexte de crise majeure

Le déclin de la diversité du vivant est désormais un phénomène largement étudié et reconnu par la société civile (Fromageau 1998 ; Mesléard & Alard 2014). L'adoption de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) en 1992, ratifiée aujourd'hui par 168 signataires sur 196 nations, ainsi que le déploiement d'un ensemble de 20 objectifs mondiaux dans le cadre du Plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020, ne sont que quelques exemples à large échelle. Malgré ces efforts, le constat actuel souligne la non atteinte des objectifs fixés (Ramade 1999 ; Mora & Sale 2011 ; Mesléard & Alard 2014 ; Ceballos *et al.* 2015) et le manque d'information pour évaluer l'état de conservation des différents compartiments de la biodiversité (Jaric *et al.* 2016 ; Young *et al.* 2016) (figure 2). La situation est telle que l'on parle d'une 6^{ème} crise d'extinction (Barnosky *et al.* 2011 ; Dirzo *et al.* 2014).

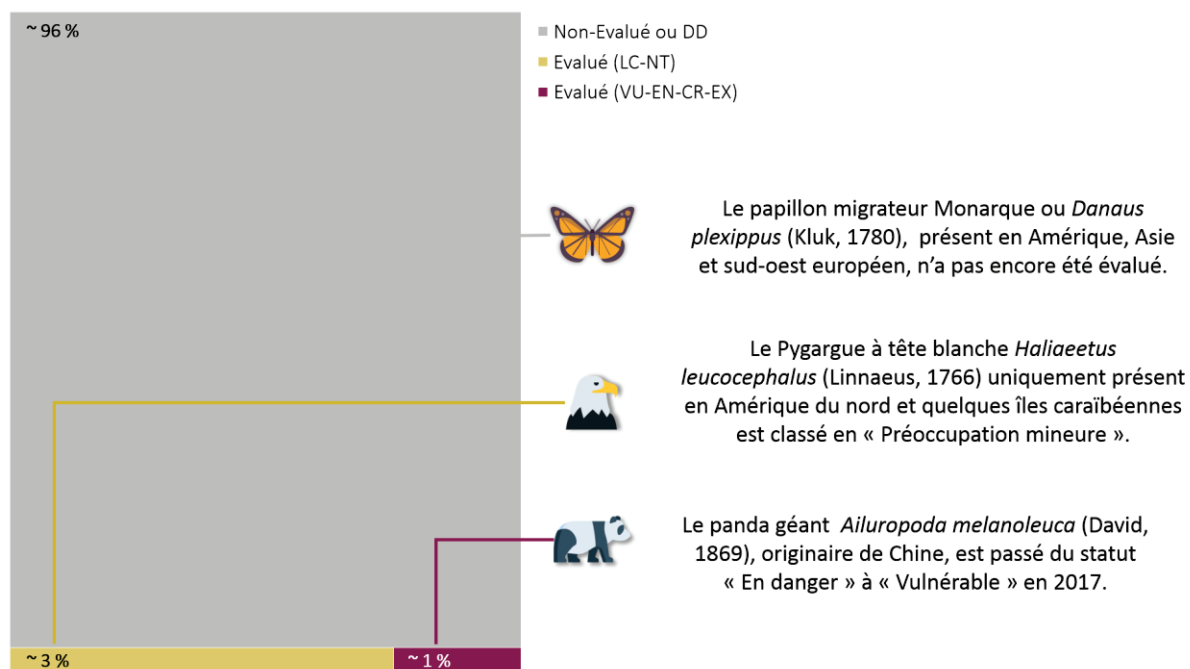


Figure 2: Proportion d'espèces terrestres évaluées par des critères de menace IUCN sur un échantillon d'environ 779 000 espèces. En violet la proportion d'espèces classées VU, EN et CR. En jaune la proportion d'espèces classées LC et NT. En gris, la proportion d'espèces dont le statut n'a pas été défini par manque de données DD ou encore car elles n'ont pas été évaluées. Les catégories IUCN correspondent à DD : données déficientes, LC : préoccupation mineure, NT : quasi-menacé, VU : vulnérable, EN : en danger, CR : en danger critique d'extinction et EX : éteint. Figure adaptée à partir de Young et al 2016. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Ce déclin est d'autant plus préoccupant qu'il se déroule dans un laps de temps extrêmement court par rapport aux crises d'extinction passées. En effet, selon l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA) (Sarukhan *et al.* 2005), commanditée par l'ONU, le taux actuel d'extinction de la diversité serait mille fois supérieur au taux naturel ; un résultat confirmé par Barnosky *et al.* (2011).

L'appauvrissement de la biodiversité est associé à des « changements globaux » très largement attribués à l'humain (Cardinale *et al.* 2012 ; Dirzo *et al.* 2014 ; Steffen *et al.* 2015). Si l'on se place du point de vue des populations et des espèces, l'extermination et/ou l'exploitation directe ainsi que la destruction des habitats sont des causes directes du déclin. Néanmoins d'autres facteurs, plus difficiles à évaluer, apparaissent également comme des menaces. Il s'agit du changement climatique, de la dispersion des espèces invasives et des phénomènes de pollution diffuse (Young *et al.* 2016).

Cette 6^{ème} crise d'extinction, avec la perturbation des cycles biochimiques, est pour Steffen *et al.* (2015) le plus grand défi auquel l'humanité doit faire face. En effet, la disparition des espèces entraîne celle des fonctionnalités écologiques auxquelles ces espèces participent et, à terme, menace le maintien des écosystèmes à l'échelle planétaire (Cardinale *et al.* 2012 ;

Hooper *et al.* 2012). Ainsi, que l'on se place dans une vision de *nature pour l'Homme* ou de la *nature avec l'Homme* cette crise majeure souligne l'équilibre délicat entre les différents éléments du vivant.

La notion de service écosystémique¹ a permis de caractériser la dépendance entre le développement de l'Humanité et le fonctionnement des écosystèmes et d'évaluer les conséquences de l'érosion de la biodiversité pour les sociétés humaines. Malheureusement, si l'ampleur de la 6^{ème} crise d'extinction fait l'objet d'un consensus, ses conséquences fonctionnelles sont loin d'être évaluées (Steffen *et al.* 2015). En effet, l'évaluation des fonctionnalités écologiques, assurées par des populations d'espèces et des interactions biotiques et abiotiques, est un véritable défi. De ce fait, la surveillance et la protection de la biodiversité s'est fondée sur le choix d'unités palpables/tangibles (comme les habitats mais majoritairement les espèces) portant un caractère patrimonial, charismatique, rare ou indicateur (tableau 1) (Doremus 2001 ; Letourneau 2006 ; Mace *et al.* 2007 ; Lindenmayer *et al.* 2011). Or, cette approche de sélection d'un patrimoine remarquable met des œillères vis-à-vis d'un paysage du vivant bien plus large et sous-estime l'intensité de l'interdépendance entre les composantes de la biodiversité : il doit aujourd'hui être remis en cause (Mougenot 2003 ; Lanord 2004 ; Drummond *et al.* 2010).

Cette prise de conscience à la fin du XX^{ème} siècle a fait émerger en France le concept de *biodiversité ordinaire* qui figure, par exemple, dans la Stratégie Nationale pour la Biodiversité 2011-2020 (Beau 2015). En effet, il est établi qu'un certain nombre de services écosystémiques sont assurés par des espèces mal connues ou jusque-là considérées comme « ordinaires » (Chevassus-au-Louis 2013). Ce concept polysémique peut être compris par opposition aux notions de *Biodiversité remarquable* ou *extraordinaire*, à la notion de *rareté* (Rabinowitz 1981 ; Devictor 2007 ; Abadie 2008) et de *patrimonialité* (tableau 1). Certains travaux attribuent le caractère *ordinaire* aux espèces ou aux espaces *non protégés* (Abadie 2008 ; Mougenot 2003) tandis que pour d'autres ce qui est *commun* (*sensu* familier, quotidien) est également *ordinaire* (Devictor 2007 ; Cosquer *et al.* 2012 ; Larrère & Larrère 2015). La biodiversité ordinaire a également été décrite comme une matrice, un décor, une scène où les espèces menacées, voire protégées, ont le rôle principal (Couvét & Vandeveld

¹ Selon Costanza *et al.* (1997) les Services Écosystémiques sont des « flux de matériels d'énergie et d'information à partir du stock de capitaux naturels qui se combinent avec des services de capitaux manufacturés et humains, pour produire du Bien-être Humain. ». Le concept est inspiré de l'article intitulé « La Tragédie des communs » de l'écologue G. Hardin publié en 1968, à propos de la surexploitation collective de la nature (la nature étant une ressource). Le terme se différencie des Fonctions Écologiques par son anthropocentrisme et fait donc le lien avec les visions utilitaires et ressourcistes.

2014). Néanmoins, il semble imprudent de parler d'une diversité non menacée dans le contexte actuel de crise et en sachant que l'état de conservation des espèces n'a été évalué que pour 4 % de cette diversité. Dans tous les cas, cette *biodiversité ordinaire* fait d'abord allusion à des espèces et dans certains contextes à des paysages (Brooks 2010 ; Godet 2010 ; Beau 2015), les écosystèmes et les gènes semblant être exclus de cette notion.

Tableau 1 : Différents concepts appliqués à la terminologie des sciences de la conservation par le biais du niveau de biodiversité « espèce ».

Concept	Dictionnaire Larousse (Consulté en février 2018)	Application à « espèce »	Définition Sciences de la conservation
Ordinaire	Niveau habituel, commun ; ce qui est courant, banal, qui n'a rien d'exceptionnel	Espèce commune	Espèce dont les populations sont largement distribuées et/ou dont les individus sont souvent observés par l'humain. Par opposition à espèce rare. (Glossaire INPN consulté fév. 2018).
		Espèce banale	Par opposition à espèce rare ou à espèce menacée. Notion portant un certain jugement de valeur. Préférer le terme "espèce commune". (Glossaire INPN consulté fév. 2018)
Remarquable	Qui est susceptible d'être remarqué, d'attirer l'attention. Qui se distingue par ses hautes qualités	Espèce remarquable	Espèce qui capture l'attention du public ou d'une partie du public, motive des efforts de conservation, comme l'établissement d'une aire protégée, et peut être cruciale pour l'écotourisme. (D'après Primack R., Sarrazin F. & Lecomte J., 2012. Biologie de la Conservation. Ed. Dunod)
Extraordinaire	Qui sort de la règle, de l'usage ordinaires.	Espèce clé de voûte	Espèce présentant un impact disproportionné, par rapport à sa biomasse, sur la structure et/ou fonctionnement de sa communauté ou de son écosystème et dont la perte a en conséquence des forts impacts. (Primack R., Sarrazin F. & Lecomte J., 2012. Biologie de la Conservation. Ed. Dunod)
	Qui n'est pas courant ; exceptionnel, inhabituel. Qui étonne par sa bizarrerie, son étrangeté, son originalité. Qui s'écarte énormément du niveau moyen, ordinaire. Qui, par ses qualités, sort de la moyenne.	Espèce indicatrice	Espèce dont la présence ou l'abondance a une signification écologique particulière, indiquant par exemple une évolution, un état de référence particulier, la présence d'autres espèces etc. Il convient de toujours préciser de quoi le taxon est indicateur. (Glossaire INPN consulté fév. 2018)

Charismatique (Charisme)	Se dit d'une personnalité dotée d'un prestige et d'un pouvoir de séduction exceptionnels personnalité qui a une influence sur les foules.	Espèce charismatique	Espèces capables de susciter de l'empathie de la part d'une large part du grand public (Ducarme <i>et al.</i> 2013)
		Espèce emblématique	Espèce présentant une certaine valeur culturelle ou symbolique. Équivalent d'espèce étendard. (D'après Primack R., Sarrazin F. & Lecomte J., 2012. Biologie de la Conservation. Ed. Dunod) Espèce sauvage ayant une importance culturelle, religieuse, parfois économique, pour l'humain dans une région donnée. Ex. le scarabée sacré en Egypte, la chouette chevêche pour les Grecs, la louve pour les romains, et le sanglier pour les gaulois... (glossaire INPN consulté fév. 2018)
Patrimonial (Patrimoine)	Ce qui est considéré comme un bien propre, une richesse. Ce qui est considéré comme l'héritage commun d'un groupe.	Espèce patrimoniale	"Notion subjective qui attribue une valeur d'existence forte aux espèces qui sont plus rares que les autres et qui sont bien connues. Par exemple, cette catégorie informelle (non fondée écologiquement) regrouperait les espèces prise en compte au travers de l'inventaire ZNIEFF (déterminantes ZNIEFF), les espèces Natura 2000, beaucoup des espèces menacées... Autre sens : Espèce sauvage souvent utile à l'humain et importante pour lui dans une région donnée. Ex. la truffe dans le Périgord." (Glossaire INPN consulté fév. 2018)
Rare	Qui, n'existant qu'à peu d'exemplaires, est original, recherché. Qui se rencontre peu souvent, qui n'est pas commun. Qui est inhabituel.	Espèce rare	Notion généralement relative (rare par rapport à d'autres espèces plus communes). En écologie, on distingue trois formes de rareté qui peuvent se combiner : la rareté géographique (espèces localisées), la rareté démographiques (populations peu denses) et la rareté écologique (dépendance à un habitat ou une ressource elle-même rare). La rareté est un facteur important pour appréhender les risques de disparition d'une espèce et les mécanismes évolutifs. (Glossaire INPN consulté fév. 2018)

Dans ce manuscrit, la biodiversité « ordinaire » sera donc définie comme tout niveau de la biodiversité qui, de par ses fonctions et interactions avec le reste de l'écosystème dans lequel il s'insère, contribue au maintien du système et sa diversité, sans pour autant être remarqué. Les raisons pour lesquelles cette diversité n'est pas remarquée sont : (i) les

contours de cette diversité sont difficilement palpables (diversité spécifique mais morphes semblables ; gènes ; populations ; peuplements ; communautés ; écosystèmes ; biomes), (ii) les unités qui la constituent sont difficilement détectables ou visibles (espèces cryptiques ; diversité des compartiments cachés : « sol », « océan ») et/ou parce que (iii) intégrée dans notre quotidien, elle semble en effet commune, faire « partie du décor » (en contexte urbain : moineaux, pigeons, mouches et fourmis face aux animaux du zoo). La biodiversité ordinaire, parfois invisible à nos yeux, constitue le tissu écologique de notre environnement ; or, avec l'avènement de l'Anthropocène (et la 6e extinction), la biodiversité ordinaire devient une trame qui peut (doit) éviter la rupture des équilibres écologiques planétaires.

Toutefois, le fait d'employer ce terme et de le faire figurer dans des directives officielles ne diminue pas les difficultés majeures liées à l'étude et à la protection de cette diversité *ordinaire* (Doremus 2001 ; Dirzo *et al.* 2014).

En premier lieu, les lacunes dans nos connaissances rendent difficile la priorisation des enjeux et la conception d'outils fiables pour évaluer l'état de conservation de cette *biodiversité ordinaire* (Brédif & Simon 2014). La connaissance partielle de ces groupes fait qu'ils sont souvent en dehors des équations de hiérarchisation. Il s'agit d'un enjeu d'accès à la connaissance, via des méthodes et techniques pertinentes.

En second lieu, la prise en compte de ces espèces banales et de leurs écosystèmes remet en cause une certaine vision de la place d'*Homo sapiens*. Une vision où l'humanité est « maître de tout ce qu'il y a sur Terre », les éléments étant hiérarchisés selon l'importance qu'ils ont pour l'humanité. La Terre, et notamment la Nature, doivent ainsi être exploitées et dominées car elles sont, depuis les écrits de la Bible², tantôt mères nourricières, tantôt chaos à remettre en ordre (Arnould 2014 ; Cormier-Salem 2014 ; Génot 2014 ; Obadia 2017).

Avec cette vision, ce sont aussi des années de pratique où la conservation était basée sur l'extraordinaire, et particulièrement sur les espèces, qui sont remises en cause (Mace *et al.* 2007 ; Buckland *et al.* 2011 ; Casetta 2014 ; Larrère & Larrère 2015). De plus, si la protection des unités/espèces remarquables bénéficie d'un relatif consensus sociétal, celle des espèces ordinaires demande à être justifiée ; leur conservation est verrouillée par le regard que la société porte ou, justement, ne porte pas sur cette diversité (Couvét & Vandeveldé 2014).

² Citation de la Bible, Génèse 25-26 : « Dieu fit les animaux de la terre selon leur espèce, le bétail selon son espèce, et tous les reptiles de la terre selon leur espèce. Dieu vit que cela était bon. Puis Dieu dit: Faisons l'homme à notre image, selon notre ressemblance, et qu'il domine sur les poissons de la mer, sur les oiseaux du ciel, sur le bétail, sur toute la terre, et sur tous les reptiles qui rampent sur la terre. ».

Dans un contexte de crise environnementale majeure, la prise de conscience de l'existence d'une biodiversité laissée dans l'ombre et des enjeux de conservation qu'elle représente amène à se demander : quels outils scientifiques et techniques utiliser ou encore développer pour son étude et son évaluation ? Quels leviers sociétaux considérer pour sa prise en compte et sa conservation ? Finalement, d'un point de vue plus fondamental, quelle biodiversité protège-t-on et comment ?

C) Les insectes, un enjeu de conservation majeur

Apparus depuis plus de 400 millions d'années (encadré #1), d'après Purvis et Hector (2000), les insectes (Classe : Insecta) représentent 2/3 de la diversité spécifique estimée à l'échelle de la planète. Aujourd'hui on compte 1 million espèces décrites et 5,5 millions d'espèces estimées (Stork 2009 ; Stork *et al.* 2015) réparties en 24 ordres, les plus diversifiés étant les Coléoptères, les Diptères, les Lépidoptères et les Hyménoptères (Stork 2009) (figure 3). A ceci nous pouvons ajouter le fait qu'il s'agit des organismes les plus abondants et importants en termes de biomasse du règne animal (Pyle *et al.* 1981 ; Wilson 1987 ; Kim 1993). Face à cette diversité et abondance incroyable, Wilson (1987) désigne ainsi les insectes : « The little things that run the world ».

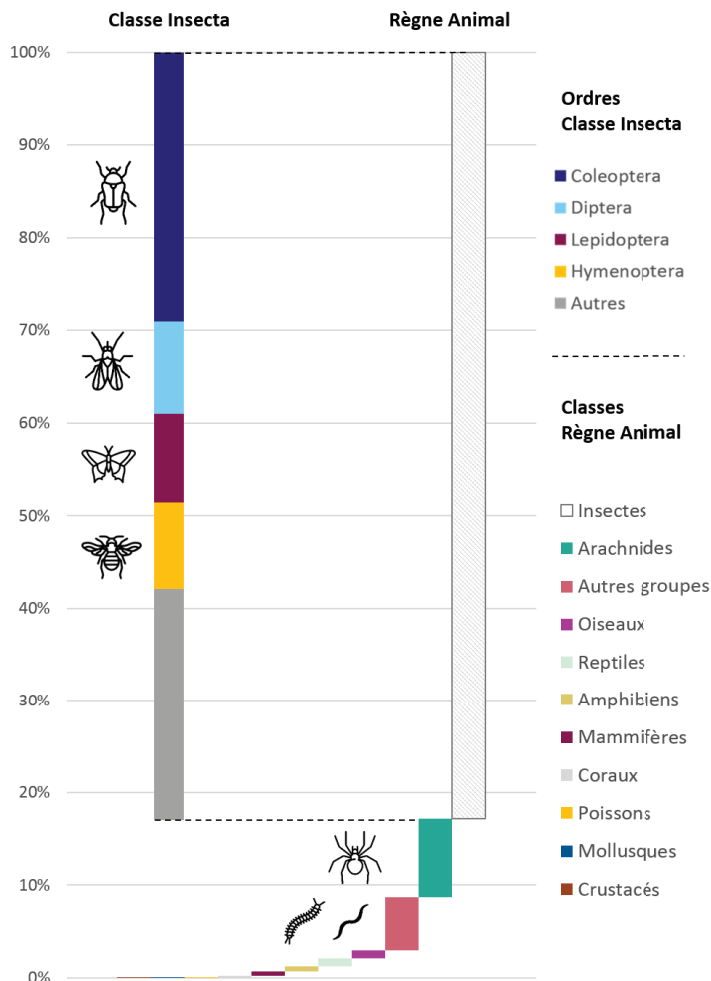


Figure 3 : Répartition au sein du règne animal, des grandes classes, et au sein de la classe des Insectes, des grands ordres. Ainsi, l'on peut apercevoir le poids des insectes et autres invertébrés dans la diversité animale ; au sein des insectes, les groupes les plus divers sont les coléoptères, les diptères, les lépidoptères et les hyménoptères ; « autres » représente un total de 34 ordres sur Terre. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Encadré # 1 : Succès évolutif des insectes

Les insectes constituent un des groupes les plus performants en termes de capacité de radiation évolutive depuis 450 millions d'années (Samways 2007 ; Grimaldi 2009). La crise d'extinctions du Triasique-Permien (il y a environ 250 millions d'années) a touché plus de 90 % de la biodiversité sur Terre. Or, des groupes relativement récents (dont les Blattoidea, les Odonates et autres insectes aquatiques) ont survécu à ce cataclysme et bénéficié de l'extinction d'autres organismes. Ainsi, vers 230 millions d'années, une explosion de la diversification des insectes a eu lieu (Grimaldi 2009 ; Zheng *et al.* 2018).

Ainsi, durant l'ère Mésozoïque, les insectes ont continué à se diversifier, notamment grâce à des phénomènes de co-évolution impliquant d'autres organismes. Parmi ces organismes, les angiospermes ou plantes à fleurs et les dinosaures. Nous pouvons ainsi voir l'apparition des coléoptères, des lépidoptères et des diptères, des pollinisateurs et des organismes hématophages (Grimaldi 2009) (figure 4).

Plus tard, une deuxième crise d'extinction va particulièrement toucher les insectes : il s'agit de la crise Crétacé-Tertiaire. Lors de cette période peu d'ordres vont disparaître, les extinctions concernant surtout des espèces spécialistes (Samways 2007). Depuis la radiation s'est poursuivie et l'on compte aujourd'hui plus d'un million d'espèces d'insectes décrites et environ 5 000 000 d'espèces estimées (Grimaldi 2009).

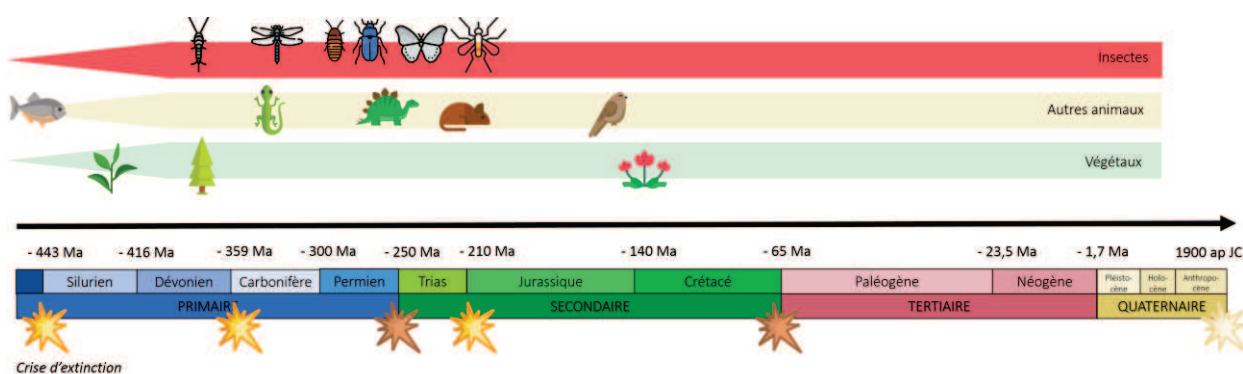


Figure 4 : Frise chronologique montrant l'apparition de plusieurs groupes biologiques ; parmi les insectes (en ordre d'apparition) : les « poissons-d'argent » (*Thysanoura*), les libellules (*Odonates*), les cafards (*Blattoidea*), les *Coleoptera*, les papillons (*Lepidoptera*) et les moustiques (*Diptera*). Les crises d'extinction en orange marquent celles ayant été particulièrement impactantes pour la classe Insecta. Frise inspirée par l'article « Les vrais maîtres du monde » de A. Nel et C. Doutey (2018) paru dans le hors-série *Courrier international* « Animaux extra ordinaires ». Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

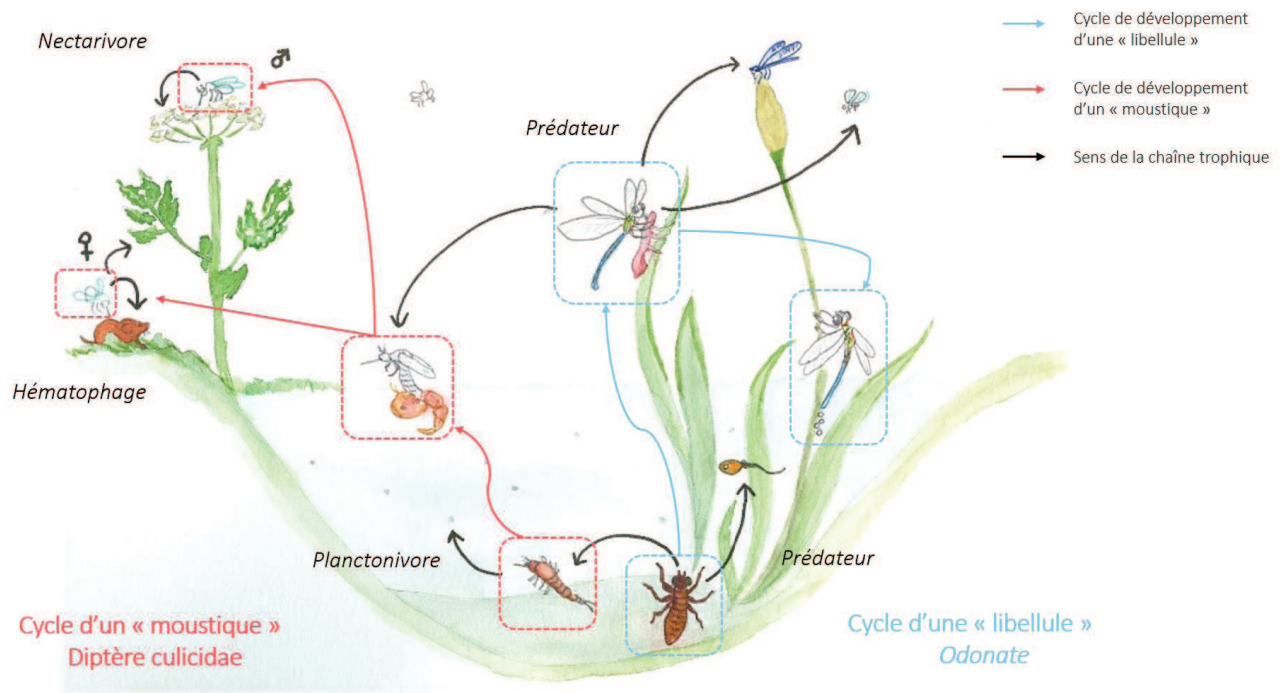


Figure 5 : Ce système, représentant un milieu aquatique et ses berges accueille différentes espèces. Parmi elles, des diptères Culicidae (moustiques) et des libellules. Ces espèces illustrent non seulement des changements morphologiques au cours de leur vie (œuf, larve, adulte), mais également des places différentes dans l'écosystème et les chaînes trophiques.

Les insectes occupent aujourd'hui presque tous les types d'habitats terrestres et aquatiques et participent donc à de nombreuses fonctions écologiques (Wilson 1987 ; Kellert 1993 ; Huis 2014) (figure 5). De fait, un large panel de ces fonctions se retrouve dans des services écosystémiques, donc services rendus à l'humain (tableau 2). En 2006, Losey et Vaughan ont par exemple estimé à 57 milliards de dollars la valeur des services écologiques fournis par les insectes aux Etats-Unis. Parmi les services pris en compte : la lutte biologique, la pollinisation, le rôle indirect sur le tourisme (en tant que maillon trophique pour des espèces à forte valeur « récréative ») et l'utilisation pour la pêche récréative et commerciale.

Protéger les insectes pour leur lien étroit avec les écosystèmes dont nous sommes tributaires semblerait donc évident. Cet argumentaire lié à une approche anthropocentrée³ de la conservation n'est toutefois pas plus recevable qu'un argumentaire écocentré, voire biocentré, qui militerait pour une conservation des insectes pour la seule raison qu'ils ont une valeur intrinsèque ou le droit de vivre (Lockwood 1988 ; Samways 2018).

³ Chan et al. 2016

Tableau 2 : Quelques exemples de services écosystémiques fournis par les insectes et leur estimation monétaire

Groupe d'insectes	Service	Estimation monétaire du service fourni	Source
Pollinisateurs (Hymenoptera, Diptera, Lepidoptera, Coleoptera principalement)	Pollinisation	153 milliards de \$ par an (pour l'ensemble de la planète)	Gallai <i>et al.</i> 2009
Recycleurs (Scarabaeoidea Iparosticti)	Recyclage matière organique ; Réduction des parasites	126 millions de £ par an au Royaume-Uni ; 130 millions de \$ par an aux Etats-Unis	Beynon et al. 2015 ; Losey & Vaughn 2006
Non précisé	Lutte biologique	4,5 milliards de \$ par an aux Etats-Unis	Losey & Vaughn 2006
Non précisé	Maintien d'activités récréatives (pêche, chasse et ornithologie)	49,9 milliards de \$ par an aux Etats-Unis	Losey & Vaughn 2006

Quel que soit notre positionnement moral quant à la conservation de la biodiversité, les insectes doivent être pris en compte dans nos stratégies de préservation de la nature. Non seulement parce qu'il s'agit d'un « ensemble de la biodiversité qui, de par ses fonctions et interactions avec le reste de l'écosystème dans lequel il s'insère, contribue au maintien du système et sa diversité », mais parce qu'ils constituent l'essentiel de la biodiversité planétaire.

Pourtant, malgré leur diversité, leur importance en termes de biomasse et leur rôle crucial dans les écosystèmes, les insectes restent peu couverts par des mesures de protection ou de conservation par rapport aux vertébrés (Schuldt & Assmann 2010 ; Small 2012 ; Donaldson *et al.* 2016). Ils font partie de cette *biodiversité de l'ombre*. Or, comme toute autre forme de vie sur Terre, les insectes subissent la 6^{ème} crise d'extinction (figure 6). La fragmentation et destruction des habitats (et des micro-habitats), les invasions biologiques, la pollution, le changement climatique et les effets synergiques de ceux-ci sont les principales menaces pour les insectes (Samways 1994, 2007a ; Huis 2014). Par ailleurs, leur niveau de menace peut être sous-estimé du fait qu'il reste encore une large part à découvrir et décrire, additionné au manque de programmes de suivi et de conservation des populations (Shaw &

Hochberg 2001 ; Dunn 2005 ; Fonseca 2009 ; Clausnitzer *et al.* 2009 ; Pimm *et al.* 2014 ; Hallmann *et al.* 2017). Les appels pour la conservation de l'entomofaune (Lewis *et al.* 2007 ; Leather *et al.* 2008 ; Hochkirch 2016) semblent rester lettre morte, inaudibles... pourquoi ?

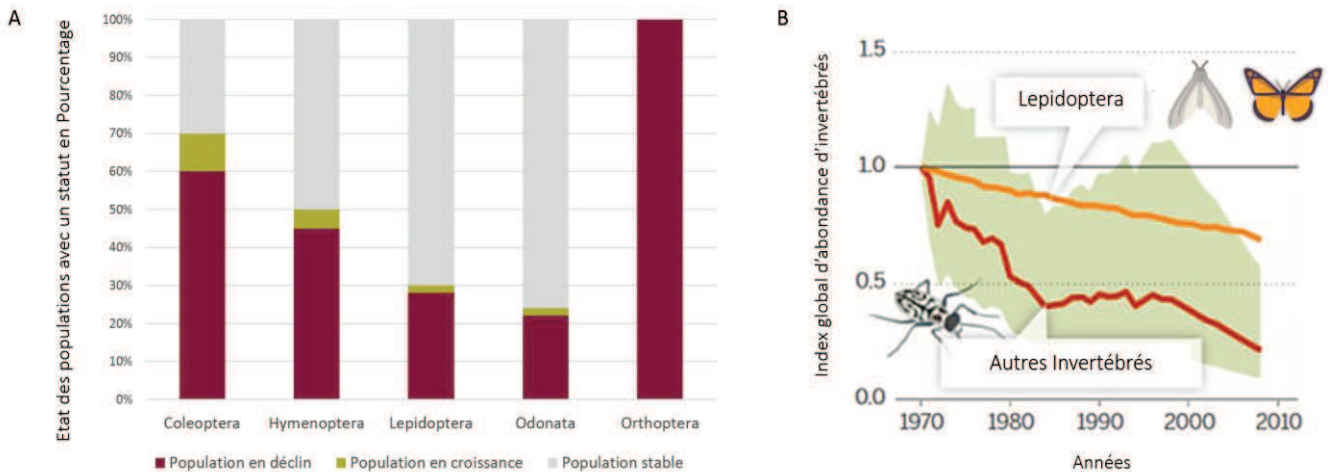


Figure 6 : D'après Dirzo *et al.* 2014 : à gauche (A) les tendances IUCN des populations appartenant aux groupes les plus étudiés ; à gauche (B) Index global de l'abondance à l'échelle mondiale des invertébrés, en orange les lépidoptères (papillons de jour et de nuit), en rouge tous les invertébrés confondus. La zone grise représente l'écart type de toutes les taxons considérés.

La taille moyenne des insectes (de milieu tempéré européen) avoisine à peine un cm de longueur ; leur existence est marquée par des changements morphologiques et physiologiques, avec des mues ou bien des métamorphoses, ce qui impose parfois des niches écologiques différentes et des modes de locomotion plus ou moins contraints. Ces éléments conjugués peuvent rendre les insectes « difficilement détectables ». Or, le suivi et l'étude d'individus minuscules et à détectabilité faible rendent la recherche difficile (Chansigaud 2001 ; Lewis *et al.* 2007 ; Cardoso *et al.* 2011 ; Port *et al.* 2016). Ainsi la sauvegarde des invertébrés fait appel à la science et à la mise en application sur le terrain des connaissances mises en commun par l'ensemble des acteurs (scientifiques et professionnels de la biodiversité) (New 1995 ; New 2009).

New (1995) évoque également une question d'éthique : sommes-nous prêts à considérer cette biodiversité et à la respecter ? Dans un essai, Lockwood (1988) développe la posture éthique de respect et de bienveillance que nous devons aux insectes. L'auteur considère qu'il existe assez de travaux démontrant la sensibilité à la douleur, l'apprentissage et la communication chez les insectes, nous incitant donc à les respecter. Il considère que cette connaissance devrait nous empêcher de faire souffrir ou de tuer inutilement un insecte. En pensant aux sceptiques, Lockwood considère qu'il vaut mieux, par précaution et

bienveillance, éviter le non-respect de l'ensemble des espèces dans un cadre éducatif, technique ou scientifique.

Les freins à la protection des insectes avancés par New (1995), Chansigaud (2001), Lewis *et al.* (2007) et Cardoso *et al.* (2011) peuvent se résumer dans les quatre points suivants :

1. Leur très grande diversité et un manque de spécialistes ne permettant pas la découverte, description et classification de tous les organismes (déficit Linnéen) ;
2. L'obstacle de la détectabilité, couplé à la difficulté d'identifier les organismes, notamment cryptiques⁴ ;
3. Les lacunes dans les connaissances taxonomiques (déficit Linnéen), écophysiologiques des organismes (déficit Hutchinsonéen) ou encore le manque de données de distribution et d'abondance des populations dans l'espace et dans le temps (déficits Prestonéen et Wallacéen) ;
4. La valeur et l'intérêt limité que la société attribue à ce groupe. Ce désintérêt, selon qu'il est général au sein de la société ou qu'il se reflète dans les sphères décisionnelles, sera appelé *dilemme grand public* ou *dilemme politique*.

Les trois premiers points concernent l'accessibilité « technique » et « scientifique » du groupe. Le 4^{ème} point relève d'une raison plus transversale et diffuse, mais qui serait au cœur de cette non-prise en compte des insectes dans la conservation. Nous avançons l'hypothèse que, au-delà des défis scientifiques et techniques intrinsèques à l'étude des insectes (qui sont des véritables verrous pour l'étude et conservation), cet ensemble est laissé de côté dans les stratégies de conservation pour d'autres raisons, des raisons plus *humaines*.

Nous nous demandons alors : quels outils scientifiques et techniques pouvons-nous utiliser, ou devons-nous développer, pour l'étude et l'évaluation de l'état de conservation des insectes ? Sur quels leviers sociétaux faut-il s'appuyer pour leur valorisation et la prise en compte de l'entomofaune en termes de conservation ?

Samways (2015) a tenté de recenser les ingrédients nécessaires à la conservation des insectes (figure 7). Ses principes sont assez généraux (acquisition de données et mise en place de projets de conservation), néanmoins il s'attache particulièrement à l'approche habitat-centré sous un angle conservationniste. Cette posture est un parti pris par rapport à des approches de protection strictes ou espèces-centrées dominantes. Nonobstant, bien

⁴ Espèces génétiquement distinctes et isolées d'un point de vue reproductif mais qui se ressemblent et ont, en conséquence, été classées et regroupées en une seule espèce (d'après Primack R., Sarrazin F. & Lecomte J., 2012. *Biologie de la Conservation*. Ed. Dunod).

qu'il évoque des problématiques d'acceptabilité du public et de mise en place de politiques publiques (frein n°4), il ne propose aucune solution concrète et le cadre reste trop général. De ce fait, sa proposition, nous semble à préciser et à compléter.

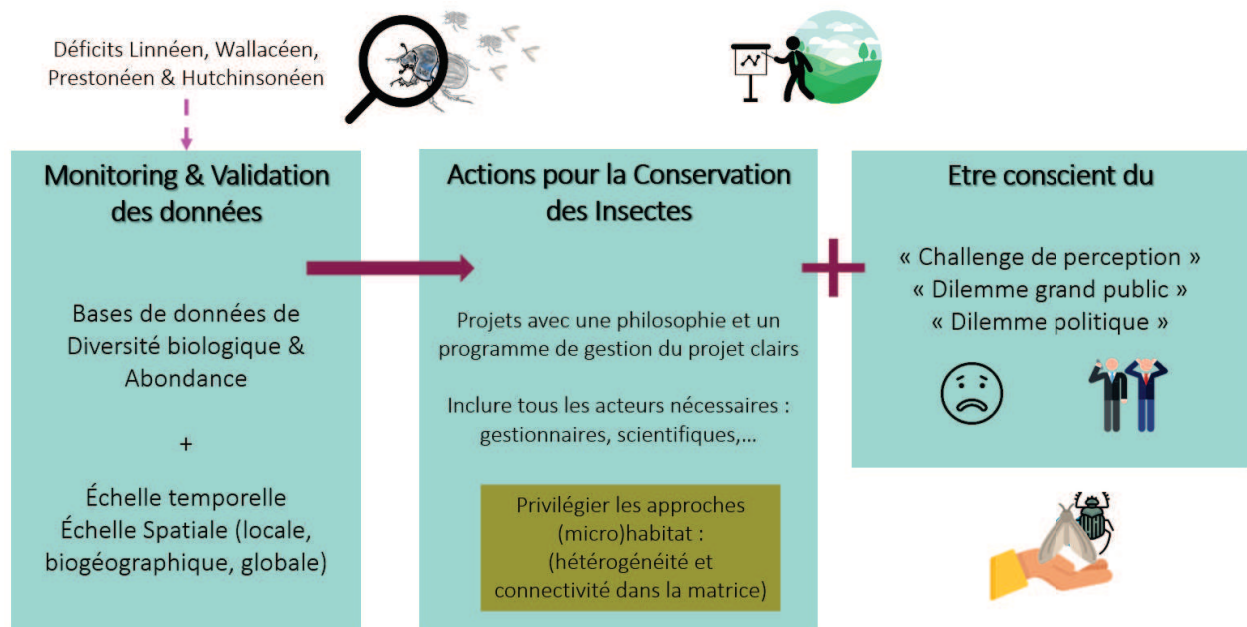


Figure 7 : Schéma théorique basé sur les propositions de Samways (2015) pour la mise en place de projets de conservation pour l'entomofaune. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

D) Positionnement de la thèse

Comme il a été dit précédemment, les politiques actuelles de conservation sont largement tournées vers une Biodiversité « extraordinaire ». C'est d'ailleurs cette diversité qui est perçue par une large part des enfants dans un contexte occidental et peut être même, plus largement, par l'ensemble du public (figure 8). Or, les insectes sont la majorité de la biodiversité ordinaire. Par ailleurs, les insectes sont sujets à un problème d'accessibilité et un défi d'acceptabilité, relevant d'enjeux scientifiques et sociétaux. Néanmoins, nous sommes dans un contexte de crise et nous nous devons d'agir pour la biodiversité qui constitue la « trame qui peut (doit) éviter la rupture des équilibres écologiques planétaires ».

Nous estimons que la seule façon d'appréhender la conservation des insectes c'est d'en tenir compte et d'en assumer la diversité et la complexité. Quand la science embrasse la complexité d'un système, d'un processus ou même d'un groupe biologique, elle effectue un premier pas vers une meilleure vision (Morin 2005 ; Coquidé 2015) de ce qui doit être fait

pour la préservation réaliste du groupe. Car *diversité* et *complexité* décrivent les formes et les fonctionnements des espèces à proprement parler, mais doivent également faire écho aux interactions et aux systèmes dans lesquels les insectes s'inscrivent. Toute interaction avec le biome et le biotope contribue au fonctionnement de l'écosystème et avec une grande diversité de formes vient une grande diversité d'interactions.

Ainsi, et par rapport à la vision de Samways (2015), nous considérons que la conservation des insectes doit dépasser l'habitat pour aller vers les écosystèmes. Seul ce niveau de diversité est en capacité de préserver « l'épanouissement » de la diversité (i.e. les processus évolutifs). Cette façon de conserver nécessite de faire appel à des technologies et à des moyens qui, imbriqués, facilitent la visualisation et la compréhension du complexe. Par conséquent, les méthodes que nous allons déployer au sein de nos travaux de recherche, bien qu'elles ciblent l'espèce, doivent permettre, grâce aux progrès techniques, d'aller vers l'étude et la prise en compte de la complexité du vivant.

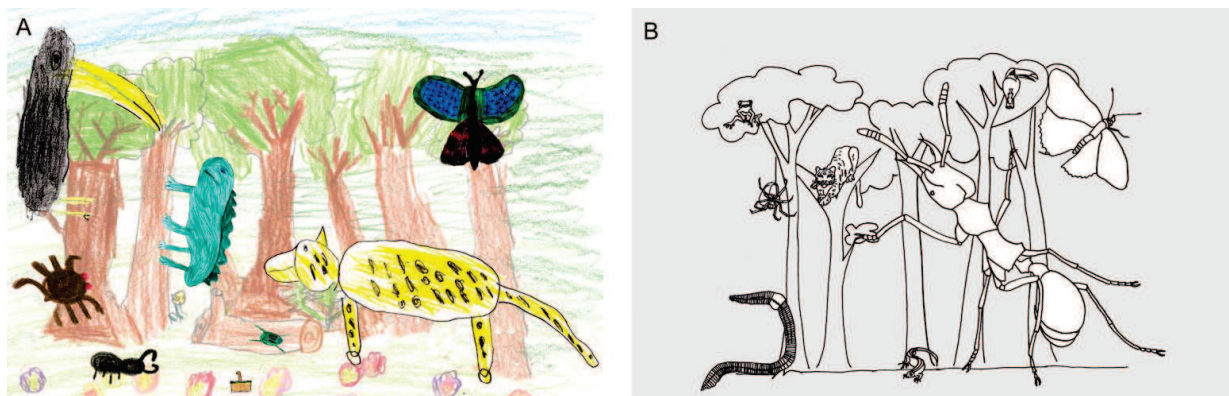


Figure 8 : Dessins sur les animaux représentés par des enfants (de 3 à 11 ans) (A) et ceux réellement présents dans une forêt tropicale humide (B). Dans le premier cas la taille de l'animal est proportionnelle au nombre de fois qu'elle a été représentée, alors que le deuxième il s'agit de la contribution relative en termes de biomasse des espèces, d'après les travaux de Fittkau & Klinge (1973). Image présentée dans le travail de Snaddon et al. (2008).

La conservation des insectes demande donc d'avoir une vision écologique multiniveaux (des espèces aux écosystèmes). Par conséquent elle doit mobiliser divers champs d'expertise, afin de trouver les différentes pièces du puzzle de la complexité. Néanmoins, la conservation des insectes doit être confrontée à la réalité sociétale. Les insectes suscitent peu d'intérêt (Lockwood 1988 ; Kellert 1993). Leur rôle, essentiel, est invisible (Wilson 1987).

En tant que chercheurs issus d'une formation en écologie, nous devons donc aller aux frontières de notre discipline pour répondre à *comment relever le « défi de perception »*. D'autres disciplines, comme la psychologie, la philosophie, l'histoire des sciences, entre autres, peuvent enrichir le travail de l'écologue (Samways 2018). De même que, au-delà d'un

appel à plusieurs disciplines nourrissant les sciences de la conservation pour des propositions plus pertinentes (Jacobson & McDuff 1998 ; Barbault 2006), nous devons adopter une posture de recherche qui veut participer à l'action. En prenant « les chemins de l'action » le scientifique s'interroge sur la façon dont les connaissances et les savoirs vont mener vers une transformation (Béguin & Cerf 2009). Et ce savoir ne se construit pas exclusivement dans les laboratoires, il se nourrit dans le dialogue avec les acteurs de terrain (écologues, chargés d'étude, animateurs, éducateurs à l'environnement, législateurs...) et les personnes qui doivent participer au changement (New 2009 ; Sunderland *et al.* 2009 ; Arlettaz *et al.* 2010 ; Francis & Goodman 2010 ; Besnard 2013 ; Samways 2018).

En contribuant à l'action, ce chercheur pluridisciplinaire ancré dans une réalité sociétale et en contact direct avec les acteurs, qu'ils soient impliqués ou à impliquer dans la conservation, devient un véritable atout de terrain (Robertson & Hull 2001). Le chercheur devient « Gardien » : il s'agit donc d'une posture où le scientifique est engagé dans la protection de la nature (Coreau *et al.* 2013). Il est ainsi en capacité d'accompagner le changement de paradigme en conservation, jusqu'ici, centré sur l'extraordinaire.

Cette thèse propose des éléments pour répondre à la question : *Comment faire remarquer et voir, faire exister un groupe de façon à promouvoir sa connaissance et sa conservation ?* Ce fil rouge, permettra :

- De décortiquer les pratiques et les méthodes générales de la conservation appliquée aux insectes ;
- De sonder les motifs qui ont conduit à la quasi exclusion des insectes des politiques de conservation ;
- D'évoquer les verrous techniques qu'il conviendrait de lever pour parvenir à l'étude de la diversité et de la complexité des insectes dans leurs écosystèmes ;
- De poser les bases stratégiques pour une préservation de l'entomofaune qui soit basée sur une vision holistique de la conservation (préservation des ensembles).

Dans un premier temps (Partie I), nous allons nous pencher sur les invertébrés et plus particulièrement les insectes (classe : *Insecta*). Ces arthropodes à six pattes et à corps segmenté en tête-thorax-abdomen seront l'objet d'un questionnement large à propos de la considération, perception et prise en compte dans la conservation de la biodiversité. De ce fait, nous aborderons d'abord la question du « que protéger ? » afin d'établir les pratiques les plus communes en conservation de la biodiversité. Ensuite nous nous pencherons sur les

verrous particuliers pesant sur les invertébrés jusqu'à aller vers une étude, mobilisant la psychologie de la conservation, sur les représentations et les perceptions des insectes.

Ensuite, nous répondrons au « comment protéger ? » pour faire un état des lieux des connaissances et des instruments servant la conservation des insectes. Ce chapitre partira d'une échelle géographique large (monde ; Europe) pour se concentrer ensuite sur le cas Français. Développés sous le paradigme de l'attention portée à l' « espèce extraordinaire » et non dépourvus de biais, les outils actuels seront confrontés aux exigences d'une approche holistique de la conservation.

Enfin, nous clôturerons cette partie par des perspectives sur la conservation des insectes. Des propositions seront faites et des initiatives seront utilisées à titre d'exemple, afin de dessiner une voie possible pour le futur de la conservation de la diversité entomologique.

Dans un deuxième temps (Partie II), nous nous pencherons sur un groupe particulier de faune entomologique : les coléoptères coprophages de la super-famille des *Scarabaeoidea* (familles : Geotrupidae et Scarabaeidae) (figure 9).

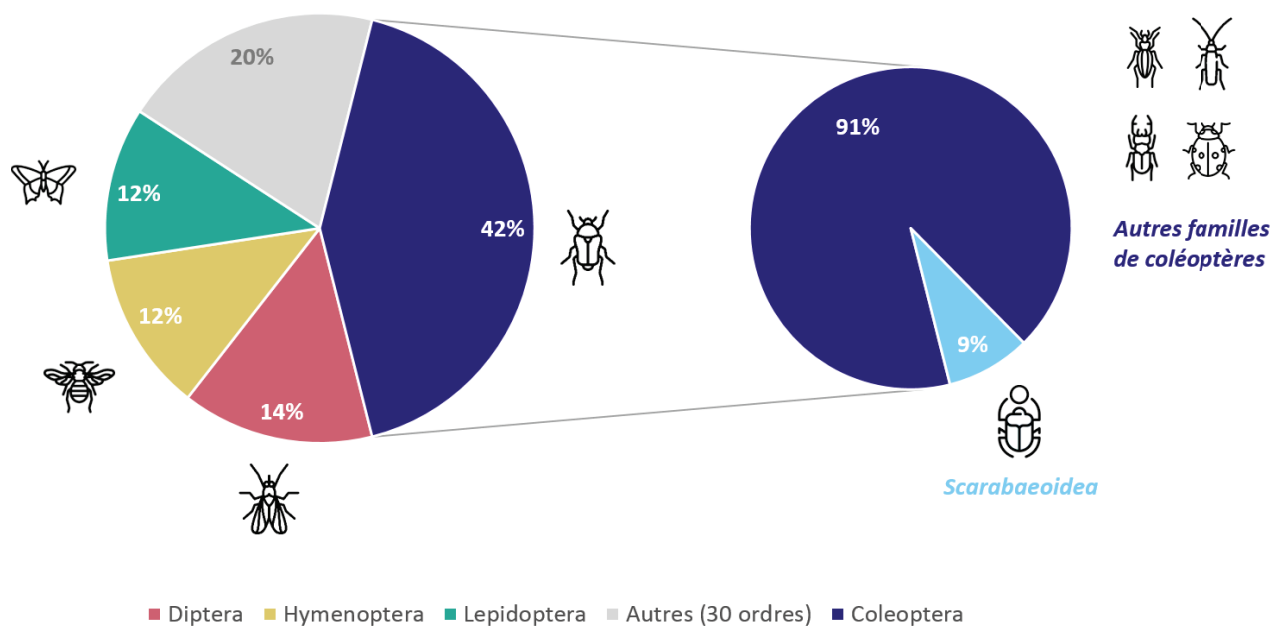


Figure 9 : Positionnement des *Scarabaeoidea* parmi la richesse spécifique des coléoptères et des insectes de façon générale. En effet, parmi l'ordre le plus divers des insectes, les coléoptères (400 000 espèces estimées), les *Scarabaeoidea* occupent 9 % du total des espèces jusqu'à ce jour décrites. Parmi ces 37 000 espèces, 6 000 sont dites « bousiers » (Philips 2011). Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Ce groupe a été choisi car, parmi les insectes, il s'agit d'un ensemble dont la plupart des espèces peuvent être qualifiées « d'ordinaires ». Il souffre d'une méconnaissance de la part du grand public, *a priori* non initié, et même des naturalistes : les espèces sont difficiles à

détecter et à identifier, sans oublier le fait qu'elles sont associées aux déjections animales, un milieu plutôt repoussant. Ces insectes sont largement absents des stratégies et instruments de conservation alors que, de par leurs fonctions écologiques de recyclage de la matière organique et de dispersion de graines, ils constituent un peuplement clé de voûte des écosystèmes pastoraux.

Après avoir présenté le groupe biologique en détail, nous proposerons différents outils pour lever les verrous techniques et scientifiques inhérents à l'étude et à la conservation des coléoptères coprophages. Ces outils seront pensés de façon à ce qu'ils soient transposables à d'autres groupes d'insectes.

Dans un premier lieu, pour aborder les déficits Prestonnéen et Wallacéen (manque de données de distribution et d'abondance des populations dans l'espace et dans le temps) nous proposerons l'utilisation des techniques moléculaires pour la détection et le suivi des espèces. Ensuite, nous explorerons la pertinence des modèles statistiques pour l'étude de la distribution potentielle et la validation d'hypothèses écologiques quant à la niche écologique des populations. L'idée est d'aborder l'étude de l'écologie des espèces grâce aux données de distribution.

Enfin, ces outils seront mis en commun dans une perspective de recherche-action afin de proposer une stratégie concrète et contextualisée pour la conservation des coléoptères coprophages en France métropolitaine. De fait, nous proposerons (i) des pistes de réflexion pour la sensibilisation et l'éducation du « grand public », ii) l'utilisation des programmes types atlas pour encourager la collaboration scientifiques-amateurs et iii) la structuration des réseaux de collaboration scientifiques-professionnels pour promouvoir la connaissance et la conservation de la biodiversité ordinaire de façon synergique.

Le cœur de ce travail de recherche est de proposer des outils techniques pouvant favoriser l'étude et la conservation de l'entomofaune ordinaire en France et/ou ailleurs. La réflexion sur la conservation de l'entomofaune ordinaire au travers de l'étude d'un exemple particulier (les coléoptères coprophages) permettra de dégager des principes généraux de conservation de la biodiversité. C'est pour cette raison que dans cette deuxième partie nous comptons ainsi apporter des compléments au cadre générique de conservation de l'entomofaune proposé par Samways (2015).

Partie I : Conserver des Insectes

Chapitre 1 : Que préserver ?

Le terme biodiversité a été défini comme « la variabilité des êtres vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie : cela comprend la diversité au sein des espèces, ainsi que celle des écosystèmes » (Convention sur la diversité biologique (CDB), art. 2). Englobant gènes, habitats, fonctions et les interactions (Swingland 2001 ; Devictor 2014), « biodiversité » est un terme rapidement devenu populaire (voir introduction) mais qui reste flou pour le non-spécialiste (Fischer & Young 2007). Or, nos stratégies de conservation sont basées sur ce terme, ou tout du moins sur ce qu'il contient. Conserver c'est choisir. Mais que choisir parmi les niveaux de la *biodiversité* ? Et comment choisir ?

Dans ce chapitre nous allons aborder ces questions, nous permettant d'approcher les racines de la dichotomie biodiversité extraordinaire/ordinaire, et plus précisément espèce extraordinaire/ordinaire. Au-delà, nous allons également étudier la perception qu'un « grand public⁵ occidental » a des insectes et tenter de comprendre les liens entre cette perception et la conservation du groupe.

1. Une question d'importance, une question de point de vue

Pour répondre à la question fondamentale « quoi préserver ? » il faut aborder le principe du *triage*. Le *triage* est une stratégie qui a été empruntée à la médecine de guerre et qui s'est répandue dans les sciences de la conservation (Mace et al 2007 ; Bottrill *et al.* 2008 ; Wilson & Law 2016). Il s'agit d'allouer des ressources, donc de trier selon le degré d'urgence du problème auquel on fait face et d'allouer un/des traitement(s) aux patients de façon à maximiser le nombre de survivants (Repine *et al.* 2005 ; Mace *et al.* 2007 ; Leader-Williams *et al.* 2010). En termes de conservation il s'agit d'évaluer les menaces qui pèsent sur la biodiversité (populations, espèces, habitats/sites, écosystèmes) et de choisir, selon l'ordre d'importance ou de priorité, les entités à « sauver » (figure 10). Le triage en conservation a de fait une dimension technique et une dimension politique (Buckley 2016a).

⁵ L'expression « grand public » sera utilisée pour parler de façon large de plupart des individus d'une population, en l'occurrence une population issue d'un contexte culturel européen occidental sous une influence judéo-chrétienne. Néanmoins, au sein de cet ensemble nous admettons la multiplicité d'autres publics potentiels : publics scolaires, publics selon les différents corps de métiers, publics avertis et néophytes, entre autres. C'est pour cette raison que nous garderons le terme sous guillemets le long de ce manuscrit.

Complexification du vivant

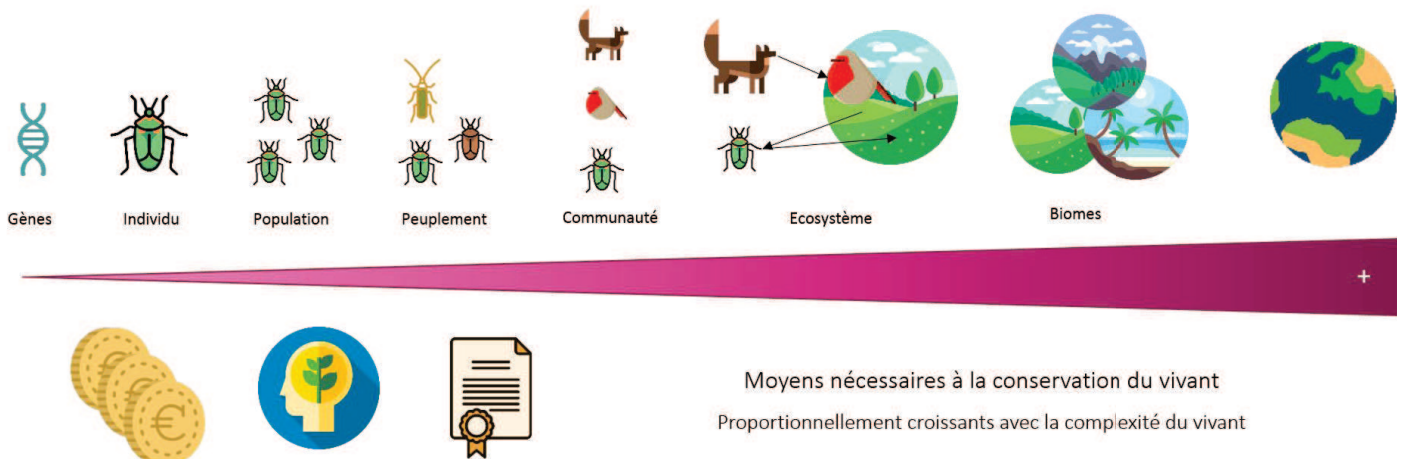


Figure 10 : Dans un contexte de ressources limitées et face à un état d'urgence, le triage nécessite de cibler ce qui est prioritaire à conserver et/ou protéger. Les différents compartiments englobés dans la Biodiversité peuvent être utilisés, mais plus le système est complexe, plus les moyens nécessaires sont importants. Néanmoins, plus le niveau ciblé est complexe, plus il tient compte des niveaux inférieurs qui sont contenus. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

a) Les espèces avant tout

Les espèces sont les unités les plus largement utilisées lors des suivis de biodiversité et en conservation (Buckland *et al.* 2011 ; Casetta 2014). La conservation espèce-centrée est une approche consistant à prendre les espèces comme les unités fondamentales de mesure de biodiversité et donc comme références pour l'évaluation et la planification de la conservation. Elle s'oppose à une conservation utilisant les fonctions biologiques comme unité de référence. Ainsi, la quantification de la biodiversité passe souvent par une estimation du nombre d'espèces à des échelles plus ou moins importantes⁶.

Largement décriée par une partie de la communauté scientifique, pour son aspect non-inclusif voire détaché des préoccupations de conservation des interactions et des écosystèmes, elle fonde son origine, d'une part, sur le fait que les espèces semblent des unités plus tangibles que les fonctions et les écosystèmes, et, d'autre part, sur les diverses

⁶ De façon générale, les études ciblant la biodiversité spécifique s'attachent à la mesure de la diversité alpha (la richesse spécifique à l'échelle d'un site ; échelle dite locale), beta (la richesse spécifique non partagée entre différents sites) et gamma (la richesse spécifique totale à l'échelle du paysage, échelle dite régionale) (Buckland *et al.* 2011).

méthodes de mesure de la diversité développées durant le XX^{ème} siècle et qui reposent sur l'espèce comme unité de mesure (Fazey *et al.* 2005 ; Mace *et al.* 2007 ; Casetta 2014).








Les espèces, particulièrement celles appartenant à la faune sauvage, sont vues comme des « indicateurs particulièrement parlants des atteintes portées à l'environnement, et à la diversité biologique dans sa globalité » (Lanord 2004). Cela, malgré leur degré de complexité englobée faible (figure 10).

Donc, si l'on se place au niveau des *espèces*, le « triage » consiste à prioriser certaines populations proches de l'extinction, et à allouer des ressources à celles pour lesquelles l'extinction peut être évitée à moindre coût (Buckley 2016a). D'un point de vue technique, Brooks (2010) exhorte à mesurer la vulnérabilité et l' « irremplaçabilité » du taxon et propose de réaliser ce triage (i.e. le choix de « quoi protéger ») selon ces deux critères. Les catégories de menaces proposées par UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) sont un bel exemple de catégorisation des espèces face au risque d'extinction (Rodrigues *et al.* 2006). Carter et ses collaborateurs ont développé en 2000 un système de scores pour prioriser des espèces d'oiseaux aux Etats-Unis : il s'agit d'évaluer les besoins écologiques des espèces et les menaces pesant sur elles, de les comparer aux données démographiques et biogéographiques et de donner un score. Cette procédure rejoint les critères de Brooks.

Mace *et al.* 2007 proposent une typologie d'espèces (clé de voûte, parapluie, indicatrices ou même étendard) pouvant être choisies selon le contexte. Or, bien que certaines catégories relèvent de la caractérisation fonctionnelle écologique, d'autres font appel à un système de valeurs anthropocentré. En effet, il y a une double entrée : les critères de Brooks et des critères dépendants du contexte stratégique (social, culturel, économique), faisant appel à la patrimonialité et au charisme (tableau 3).

De fait, nous ne pouvons donc pas exclure la place de la subjectivité des critères permettant le triage de la biodiversité (Wilson & Law 2016). Dans de nombreux cas, les compromis sont inévitables (quelle utilité ? quelle faisabilité ? quelle place au dire d'expert ?) (Bottrill *et al.* 2008 ; Mace *et al.* 2008) et, très souvent, certains choix sont inconscients voire externes au contexte et ne font donc pas l'objet d'un débat technique ou politique (Smith *et al.* 2010a). D'autant plus que ce choix n'appartient pas qu'aux scientifiques et gestionnaires de nature, mais aussi à des membres des sphères éco-socio-politiques (Mace *et al.* 2007 ; Buckley 2016a) qui peuvent également manquer d'outils techniques d'aide à la décision (Gerber 2016).

Tableau 3 : Tableau montrant les différents rôles occupés par les catégorisations d'espèces. Certains de ces rôles sont parfois discutables d'un auteur à l'autre, dont notamment les espèces dites « parapluie », qui selon Roberge & Angelstam (2004) ainsi que Branton & Richardson (2011), relèvent plus du charismatiques, ayant donc un rôle plus stratégique qu'écologique. Modifié et complété à partir de Leader-Williams & Dublin (2000). Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Terme	Rôle			Exemple
	Ecologique	Ecologique & Stratégique	Stratégique	
Espèce Clé de Voûte	Rôle vital pour un écosystème			Coraux 
Espèce Parapluie		En protégeant cette espèce l'on protège d'autres niveaux de diversité		Lucane cerf-volant 
Espèce indicatrice	Indicateur d'une plus grande complexité (communauté, fonctions)			<i>Pisaster ochraceus</i> (Paine 1969) 
		Indicateur d'un changement environnemental		Invertébrés ciblés par l'IBGN 
Espèce étendard			Levier pour susciter l'intérêt du public et stimuler le financement	Le Monarque 
Espèce charismatique			Levier pour susciter l'intérêt du public et stimuler le financement	Le Morpho 
Espèce patrimoniale			Levier pour susciter l'intérêt du public et stimuler le financement	<i>Eupotosia mirifica</i> (Bois de Païolive 07) 

Le triage engendre souvent une sélection sévère qui met l'accent sur les nombreux laissés pour compte de la conservation (Bottrill *et al.* 2008). Les choix divisent voire opposent les spécialistes et soulèvent aussi des questionnements éthiques (Repine *et al.* 2005 ; Buckley 2016a ; Maris 2014). Par ailleurs, bien que cette approche recherche une forme d'objectivité dans les critères de sélection, le triage met au cœur des négociations les sensibilités et les besoins humains, induisant un biais de subjectivité. Le triage reste néanmoins l'approche la plus utilisée (Mace *et al.* 2007 ; Brooks 2010).

b) Protéger d'abord les espèces que j'aime

Au sein des stratégies pour la connaissance et la conservation des espèces il y a des disparités entre les groupes taxonomiques (Clark & May 2002). Si l'on se concentre sur les

animaux (règne : Animalia), il faut souligner un biais de surreprésentation des vertébrés, particulièrement pour les oiseaux (classe : Aves) et les mammifères (classe : Mammalia). Ceci est d'autant plus inquiétant qu'il se reflète dans la recherche scientifique (Fazey et al. 2005 ; Flemming *et al.* 2016 ; Troudet *et al.* 2017), les communications de masse (Clucas *et al.* 2008), dans les stratégies et outils pour la conservation (Schuldt & Assmann 2010 ; Small 2012 ; Donaldson *et al.* 2016) et dans les attitudes pro-conservationnistes (Schlegel & Rupf 2010).

L'étude de la dimension subjective de la conservation, et notamment dans le choix des espèces à conserver, s'est développée depuis une dizaine d'années (Stokes 2007). Une prise de conscience émerge concernant la dépendance de la conservation vis-à-vis des attitudes du « grand public ». Il paraît donc essentiel d'explorer les préférences des différents publics envers cette biodiversité. Nous pouvons faire l'hypothèse que ces préférences peuvent être liées à « l'attractivité » du taxon ou encore à la connaissance que l'on en a.

Un grand nombre de travaux concernant la faune ont suggéré par exemple un lien étroit entre le caractère charismatique d'une espèce et les efforts en termes de recherche, conservation et surtout soutien (financier et sociétal) aux mesures de conservation (Lorimer 2007 ; Mace *et al.* 2007 ; Schlegel & Rupf 2010 ; Verissimo *et al.* 2011 ; Skibins *et al.* 2013 ; Flemming & Bateman 2016).

Parmi les variables susceptibles d'influencer l'intérêt du « grand public » pour les animaux on peut énumérer la proximité phylogénétique vis-à-vis des humains, la capacité de nuisance, la valeur économique et la valeur esthétique (Stokes 2007 ; Batt 2009). La dépendance et/ou l'affect-attrait envers un taxon semblent particulièrement déterminants à l'heure de décider si l'on doit conserver ou pas ce taxon (Mace et al. 2007 ; Small 2011).

En tant que symboles, les espèces charismatiques ou étendards semblent être un choix intuitif dans un contexte de besoin de soutien et de ralliement pour déployer des actions de conservation (Gunnthorsdottir 2001 ; Mace *et al.* 2007 ; Clucas *et al.* 2008). Sans le soutien du public, les efforts de conservation de la biodiversité échouent (Verissimo *et al.* 2011). Pourtant, tous ces éléments réunis ne vont que dans le sens de protéger ce qui nous paraît utile ou beau à première vue (Guiney & Oberhauser 2008 ; Small 2011), autrement dit, une *biodiversité extraordinaire*.

2. Des barrières à la conservation des invertébrés

Le triage est censé prioriser les éléments à préserver en suivant des règles en accord avec les objectifs de conservation. Comme nous l'avons vu, différents statuts peuvent être donnés aux espèces de façon à simplifier la priorisation, ou encore, pour assurer des enjeux de conservation (écologiques ou stratégiques).

Mais, le triage se veut voulant « objectif », alors comment expliquer des choix de triage privilégiant des espèces « belles » et « utiles » (attractives pour l'humanité, en fin de compte) ? Comment se choisissent les espèces « dignes d'être sauvegardées » ? Sont-elles désignées, ou, inversement encore, sur quelles bases des espèces peuvent-elles être considérées « indignes » et doivent donc être en dehors de la conservation ? Comment savoir distinguer ce qui est (ou peut devenir) remarquable, par rapport au reste ?

Prenons un exemple emblématique d'outil pour la connaissance et la conservation : les plans nationaux d'action (PNA) en France⁷. Parmi les 70 plans traitant de la faune, 87,5 % visent des vertébrés dont 54,2 % sont des mammifères et des oiseaux. Or, ces deux classes ne représentent que 1,8 % de la faune connue à ce jour en France métropolitaine (calcul à partir du TAXREF V11⁸). Pourquoi les insectes sont-ils aussi peu représentés ? Il y a-t-il une scission réelle entre la volonté de conserver des vertébrés et celle que l'on pourrait avoir pour protéger des invertébrés ?

a) Une question de forme

Le charisme non-humain est défini par Lorimer (2007) comme une réaction face à un corps vivant ou un espace « attirant » et « imposant » qui nous « charme ». L'auteur complète cette définition en disant que ce charme n'est peut-être pas inné, mais qu'il se révèle dans un contexte particulier. Le charisme va de pair avec l'empathie/sympathie que nous pouvons ressentir envers un être vivant (Young *et al.* 2018). En effet, nous pouvons remarquer quelques points communs entre les espèces charismatiques et les espèces à fort potentiel empathique (figure 11 dans l'encadré #2).

⁷ Utilisation des taxons visés par les plans nationaux d'action (PNA) finis ou en cours répertoriés par le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire dans leur site web <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/plans-nationaux-dactions-en-faveur-des-especes-menacees> (consulté le 24/02/2018).

⁸ TAXREF : le référentiel taxonomique de la biodiversité française. La version en cours est TAXREF v11.0 mise en ligne le 6 décembre 2017.

Encadré # 2 : Avoir de l'empathie

L'empathie (la faculté intuitive de se mettre à la place d'autrui, de percevoir ce qu'il ressent (Charron *et al.* 2014 ; Larousse 2018)), tout autant que la sympathie (ou bienveillance ; penchant naturel, spontané et chaleureux vers une autre personne ou encore disposition favorable envers quelque chose (Larousse 2018)), jouent un rôle majeur en conservation. Ces éléments, entre autres, vont permettre de déclarer une espèce charismatique.

Tam (2013) et Young *et al.* (2018) estiment que lien d'empathie humain-Nature, humain- Animaux peut être étudié sous le même angle que l'empathie humain-humain. Néanmoins, quelles caractéristiques déclenchent l'empathie ?

Wolf et Wiggins (2018) ont démontré l'importance du mouvement d'un objet ou d'un être vivant non-humain, dans la perception d'une proximité de cet item avec l'humain, et donc dans la capacité à ressentir une certaine empathie. Le mouvement serait un indice de vie. Néanmoins, ils ont également observé qu'un mouvement saccadé ou non fluide (comme celui de certains robots ou d'insectes) génère une distanciation qui ne permet plus le sentiment d'empathie (Howard & Vick 2010 ; Wolf & Wiggins 2018).

La présence d'yeux et d'un visage, ronds et particulièrement grands tout comme chez les bébés, sont également des facteurs déclenchant l'empathie (Lorimer 2007 ; Shipley 2017).

Enfin, d'autres critères peuvent être source d'empathie, typiquement les comportements proches des nôtres, tels que les soins parentaux ou le fait d'exprimer des émotions (peur, douleur...) (Bateson 1991 ; Panksepp 2005 ; Sneddon *et al.* 2014 ; Young *et al.* 2018). En effet, il est plus facile de s'identifier à d'autres espèces animales (neurones miroirs) quand elles sont proches de l'humain, tels que les chiens ou chats ou les primates, car on leur attribue des émotions et une certaine intention (Eddy *et al.* 1993 ; Martín-Forés *et al.* 2013). D'ailleurs, cette capacité est partagée au sein de l'ordre des primates et serait donc innée chez l'humain (Verbeek & Wall 2002).

Ayant ces points en tête, Lorimer (2007) nous propose trois facettes du charisme non-humain :

- Le charisme écologique : basé sur l'évaluation des formes et des comportements, il relève de la capacité à détecter un être et à identifier s'il est dangereux ou inoffensif. Un mouvement saccadé, rapide et imprévisible peut donc être vu comme un indice de dangerosité ; pensez aux blattes, aux araignées et aux criquets.

- Le charisme esthétique : relève des caractéristiques visuelles qui déclenchent des émotions, positives ou négatives chez les personnes. Par exemple des couleurs, des formes (préférentiellement rondes), la présence d'yeux (préférentiellement de grande taille), la présence de fourrure...
- Enfin, le charisme affectif qui se crée au contact de l'espèce : la rencontre avec un individu d'une espèce ou encore une population, peut se faire à un moment particulier (enfance, cadre professionnel), pendant lequel un attachement peut se créer. Cet attachement peut ainsi rendre un taxon charismatique au regard d'une personne.

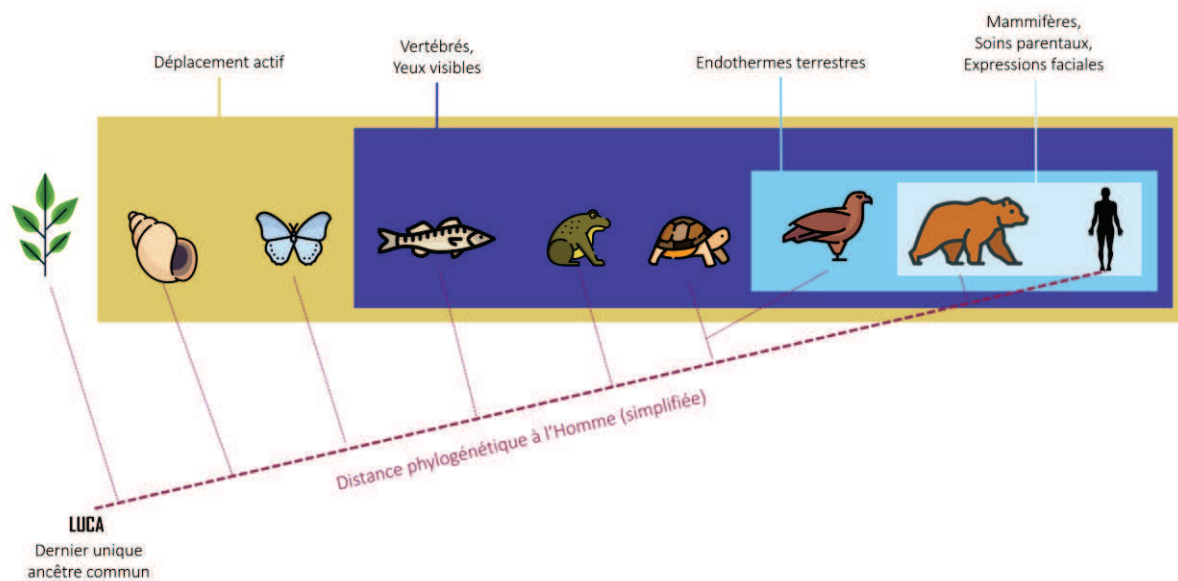


Figure 11 : Exposition de certains critères considérés comme catalyseurs d'empathie en fonction d'une proximité phylogénétique à l'espèce Humaine. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

De façon générale, plus une espèce nous ressemble, et par conséquent, est proche taxonomiquement, plus elle a des chances d'être « aimée » (Stokes 2007; Batt 2009). Certaines hypothèses révèlent également que les formes rondes et la présence visible d'yeux contribue au caractère charismatique d'une espèce (Lorimer 2007 ; Shipley 2017)⁹. Dans ce sens, les vertébrés et notamment les mammifères, sont les grands gagnants (Lorimer 2007 ; Batt 2009 ; Small 2012). Albert *et al.* (2018) ont proposé une liste des 20 animaux les plus

⁹ Voir encadré #2

charismatiques : 16 sur 20 étaient des mammifères terrestres et 20 sur 20 étaient des vertébrés.

Au facteur « attractivité » s'ajoute le facteur « bon » et/ou « utile¹⁰ » que l'on peut attribuer aux espèces : en effet, plusieurs chercheurs ont observé que le lien avec l'humain peut jouer un rôle à l'heure de vouloir étudier ou protéger la biodiversité (Terrasson 1988 ; Clucas *et al.* 2008 ; Flemming & Bateman 2016).

Or, les invertébrés sont bien trop dissimilaires morphologiquement et physiologiquement, bien trop lointains phylogénétiquement. Ils sont donc moins propices à l'empathie (Eddy *et al.* 1993 ; Lorimer 2007) (figure 12). De plus, de façon générale les invertébrés sont mal perçus du public (Kellert 1993).



Figure 12 : Portraits d'invertébrés. Des yeux trop nombreux, ou encore des yeux non visibles, un nombre élevé de pattes articulées, la présence d'antennes, l'absence d'un « vrai visage », leur non « sentience¹¹ », des mouvements saccadés, ... sont autant de traits sur lesquels repose l'altérité entre les humains et les insectes et autres invertébrés. En haut à gauche Mantis sp. (Santanilla 2016) ; En haut à droite Cicindela sexguttata (Fabricius) (Buskirk & Santanilla 2017) ; En-bas à gauche Salticidae (Roberts 2017) ; En-bas à droite Neoclytus mucronatus (Santanilla 2016). Photos du Insect Unlocked Project, appartenant au domaine public.

Les insectes seraient donc « désespérément à la recherche de charisme », selon l'expression de Nash (2004). Lorimer (2007, encadré #2) décrit trois types de charisme non-humain. Le

¹⁰ Référence à la notion de service écosystémique.

¹¹ Le terme de « sentience » fait référence à la sensibilité, dont notamment à la douleur, et à la conscience attribuée aux non-humains (Lockwood 1988 ; Jeangène Vilmer & Singer 2008).

charisme écologique et le *charisme esthétique* sont intrinsèquement corrélés à la taxonomie. Par conséquent, même si nous cherchions ces types de charisme chez les insectes, nous serions en difficulté. Chansigaud (2001) parle de « l'impossible anthropomorphisation des invertébrés », facteur participant à la distanciation entre eux et nous. D'ailleurs, certains auteurs estiment qu'il serait impossible d'avoir un penchant naturel, spontané et chaleureux envers les insectes (et plus largement les invertébrés) (Lockwood 2013) ; cette attitude serait d'ailleurs en grande partie innée (Simaika & Samways 2010 ; Lockwood 2013). Le manque de charisme naturel pourrait donc être à l'origine de la quasi-absence des invertébrés dans la conservation. Il reste donc à regarder du côté du *charisme affectif*, qui lui se construit dans un contexte environnemental et culturel. Car si le manque d'empathie peut être inhérent à la forme et être fruit du premier regard, il peut éventuellement être déconstruit avec les valeurs que l'on va attribuer aux formes dans un second temps.

b) Une question de représentations et d'émotions

Ce que l'étude de l'empathie démontre est l'importance du jugement de l'individu sur un objet donné, ici les insectes. Ce jugement, appelé aussi attitude (Charron *et al.* 2014), est une résultante de mécanismes propres et innés, confrontés à des vécus et/ou à des informations acquises (connaissances) dans un contexte socio-culturel (Clayton & Myers 2015 ; Cazalis & Granon 2017). En effet l'attitude a une composante cognitive (ce que l'on pense, ce que l'on perçoit), une composante affective (les affects que l'objet ou la situation suscitent) et une composante conative (façon dont nous allons agir à l'égard de l'objet) (Charron *et al.* 2014) (figure 13). Dans ce contexte, nous pouvons nous interroger sur la façon dont notre société occidentale perçoit et représente les insectes, sur les informations et connaissances qu'elle véhicule, sur les émotions que suscitent les insectes.

Plusieurs études ont démontré que les invertébrés sont très souvent jugés comme une diversité « inutile » et/ou « nuisible¹² » (Kellert 1993 ; New 1995 ; Chansigaud 2001 ; Lydeard *et al.* 2004 ; Nash 2004 ; Knight 2008). Or, comme il a été dit précédemment, l'empathie se crée aisément quand l'objet est « beau » et « bon » (Terrasson 1991).

¹² *Nuisible* : Se dit d'une espèce animale dont la présence cause des dommages, en particulier à toute autre partie des activités humaines. Source Larousse [en ligne], consulté le 13/08/2018.

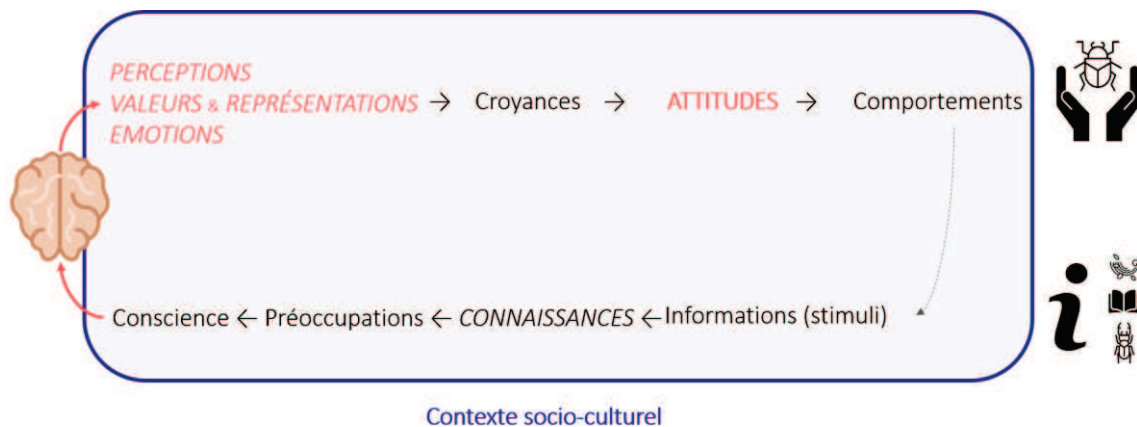


Figure 13 : Schéma simplifié montrant le lien entre attitude et mécanismes cognitifs et affectifs. Les attitudes, en tant que dispositions psychologiques, permettent de préparer les comportements d'un individu, c'est-à-dire ses réactions et ses réponses. Les attitudes peuvent donc être considérées comme « prédicteurs » (Charron et al. 2014 ; Girandola & Fointiat 2016). Figure modifiée à partir de Finger (1994). Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Cette distinction nuisible/non nuisible, couplée au caractère « utile » d'une espèce, est d'ailleurs assez présente même dans le monde de l'entomologie scientifique. En effet, cette discipline s'est développée dans un contexte de volonté d'éradication des pestes par le biais du contrôle biologique. Et même si l'entomologie est une science naturelle relativement ancienne, l'écologie, la biologie et l'éthologie de la majorité des espèces d'insectes restent inconnues (Purvis & Hecto 2000 ; Cardoso *et al.* 2011) (pour plus de détails, aller à la section 2a du chapitre 3, partie I).

Les espèces d'insectes dites nuisibles causent des dégâts sur la santé humaine et l'agriculture partout sur la planète (Huis 2014). Ces dégâts, estimés à plus de 70 milliards de dollars par an (Bradshaw *et al.* 2016), sont dramatiques du point de vue de nos sociétés humaines. La relation humanité-insectes n'a certainement pas été positive dès ses débuts (Smith & Kennedy 2009). Ceci peut être résumé par une citation de Conway, entomologiste étasunien (1976) : « Pest control constitutes an ancient war, waged by man for 4000 years or more against a great variety of often small and remarkably persistent enemies. » Mais Conway ne s'arrête pas là et va ajouter que « Surprisingly, although the war is old [...] the nature of the principal protagonists seems poorly understood [...] It is only in recent years that people have begun to ask the fundamental questions of principle and to raise doubts about implicit beliefs and objectives ».

Il fait référence à deux choses importantes : les connaissances¹³ et les croyances¹⁴. Nous l'avions déjà dit, les insectes sont encore des ensembles relativement méconnus des scientifiques... mais ils le sont aussi du « grand public » (Samways 2018). Par exemple, une infime partie des espèces d'invertébrés décrites possède un nom vernaculaire (Chansigaud 2001). Et c'est au sein de notre culture occidentale que l'on va trouver les croyances dominantes d'un contexte socio-culturel où « les insectes sont nuisibles », « les insectes sont dangereux » ou « les insectes sont inutiles ». Pourtant, la réalité est que les insectes ne sont pas tous nuisibles ou dangereux : d'ailleurs, seulement 0,5 % de l'entomofaune décrite est classée en tant que « nuisible » pour l'humain, les plantes et/ou les animaux (Van Lenteren 2006 ; Huis 2014) (figure 14).

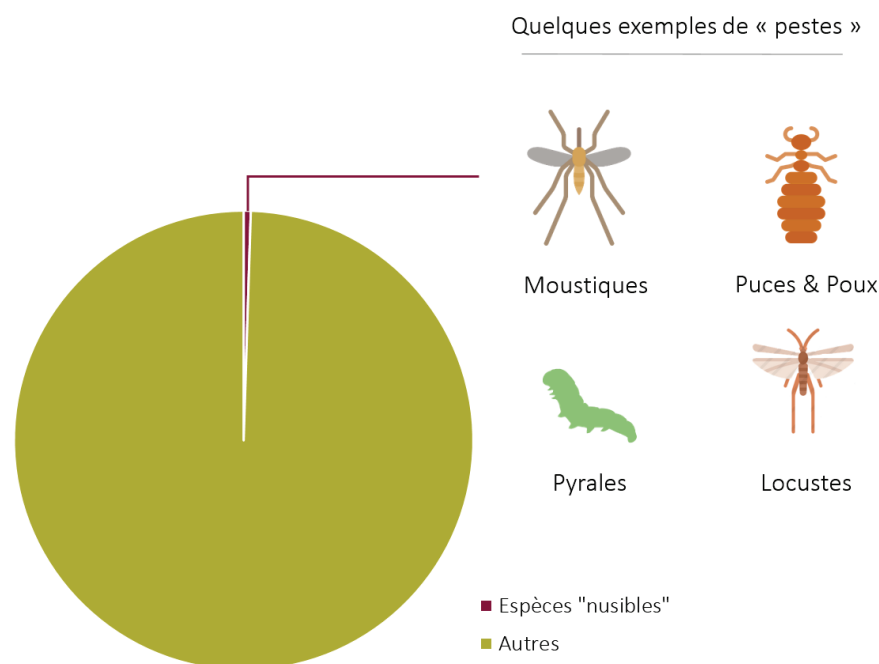


Figure 14 : Représentation du pourcentage d'insectes qualifiés de « pestes » ou « nuisibles » dans le monde (avec quelques exemples) par rapport au reste de l'entomofaune. D'après van Lenteren (2006) et Huis (2014). Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Tous les insectes (voire tous les invertébrés) sont ainsi mis dans le même sac. Quelque part, notre représentation culturelle a établi que la relation dominante avec ces êtres est un rapport de dominé/dominant, victime/agresseur, contrôleur/à contrôler... à l'exception de

¹³ Les connaissances désignent les processus de mise en relation du sujet avec son environnement ; elles se déroulent en deux étapes : la première est la *constatation*, c'est-à-dire la réception de la donnée, la deuxième est la compréhension, lorsque la donnée est intériorisée et qu'une représentation de celle-ci se forme dans l'esprit de l'individu (Doron & Parot 2011).

¹⁴ La croyance est l'appréciation qu'un individu forme d'un objet, situation, idée, etc. dans son esprit alors qu'il ne possède pas d'informations ou d'expériences relatives à cet objet (Charron *et al.* 2014).

quelques insectes utiles comme les abeilles à miel, les coccinelles et les vers à soie (Kellert 1993 ; Kogan & Prokopy 2009). Notre perception peut être prisonnière d'un héritage de préjugés anciens, voire primitifs, fruits d'une coévolution entre pre(humains) et leurs parasites et « pestes » (Mineka and Öhman 2002 ; McNally 2016).

Mais pourquoi tant de haine ? A ce regard jusque-là binaire des humains et sur les insectes nous pouvons ajouter une dimension supplémentaire : les émotions. En effet, deux émotions sont engendrées fréquemment lorsqu'un ou des insectes font irruption dans l'esprit ou dans l'environnement d'un humain : la peur (voire la phobie) et le dégoût (Kellert 1993 ; Lockwood 2013 ; Shahriari-Namadi *et al.* 2018).

Il faut savoir que les sources de phobie les plus importantes chez l'être humain sont les animaux. En effet, 22 % de la population craindrait les animaux (Lelord & André 2001). Mais dans cette catégorie il faut mettre en avant les invertébrés, dont les insectes et les arachnides (Lelord & André 2001 ; Lorimer 2007). Ces émotions, se manifestant plus ou moins de façon extrême, peuvent être d'origines diverses, non exclusives les unes des autres (Merckelbach *et al.* 1987 ; Kellert 2012 ; Lockwood 2013 ; Shahriari-Namadi *et al.* 2018) :

- (i) Évolutive : à la vue d'un objet potentiellement menaçant, de par son agressivité ou son caractère repoussant, notre instinct nous pousse à nous en éloigner et à le craindre. Ainsi, ces stimuli contribuent à éviter le danger et les maladies, notamment celles transmises par des parasites. Cette réaction, sélectionnée par la théorie de la sélection naturelle et par conséquent innée, peut expliquer l'empathie écologique et esthétique (Lorimer 2007) ;
- (ii) Acquise : mon expérience personnelle ou encore les informations que j'acquiers me font penser que tous les insectes sont des « pestes », sont dangereux et/ou sont vecteurs de maladie. Cette information est assimilée, partagée et propagée au sein d'un groupe, et impacte les émotions des individus au travers leur perception acquise ;
- (iii) Évolutive et acquise : les émotions innées sont amplifiées par le contexte socio-culturel de la personne.

Les travaux de Shapiro et ses collègues (2017) ont démontré, chez des enfants, comment la peur de la forme influence la préférence pour certaines espèces, indépendamment du pouvoir de nuisance du taxon à l'origine du désagrément psychologique. Par ailleurs, cet effet de préférence serait accru chez les invertébrés.

Ces résultats confortent les travaux portant sur la corrélation entre peur/laideur et empathie (Merckelbach *et al.* 1987 ; Batt 2009) et confirment les définitions du charisme proposées par Lorimer (2007). Par ailleurs, ils mettent en lumière la façon dont les émotions négatives générées par un groupe peuvent être un frein à l'acceptation de celui-ci. Plusieurs auteurs avaient déjà noté le rôle prépondérant du regard dans la sensibilisation à l'importance des invertébrés et à leur conservation (Nash 2004 ; Knight 2008 ; Wagler & Wagler 2012).



Or, l'image négative des insectes est dominante dans notre culture occidentale ; elle est même amplifiée par l'héritage judéo-chrétien (Exode 8 et 10 dans la Bible)¹⁵ et le développement d'une science-fiction faisant appel aux formes insectoïdes pour représenter l'ennemi de l'humanité (Chansigaud 2001 ; Berenbaum & Leskosky 2009) (figure 15).



Figure 15 : (A) Gravure datant du Moyen-Age représentant la 8ème plaie d'Égypte. (B) Représentations des insectes dans la culture populaire occidentale : à gauche l'ouvrage La Métamorphose de Kafka (1912), à droite l'affiche du film de science fiction La femme guêpe de Roger Corman (1959). Nombreux sont les exemples de films traitant des insectes (Berenbaum & Leskosky 2009).

Par conséquent, si le regard, résultant des émotions, valeurs et attitudes que

l'on porte sur quelque chose, est une variable prédictive de l'empathie, il doit constituer un axe primordial de réflexion pour œuvrer à la conservation des insectes. Nous sommes donc dans le champ de la psychologie de la conservation des insectes (Simaika & Samways 2018), et plus particulièrement dans le domaine de la perception¹⁶, c'est-à-dire la façon dont les individus observent, comprennent, interprètent et évaluent un organisme, un objet, une action ou une réaction (Bennet 2016).

¹⁵ De nombreux taxons d'insectes sont évoqués dans la Bible comme faisant partie des plaies d'Égypte : les *moustiques* (ou les *poux*) : « [...] toute la poussière du sol se changea en moustiques [...] » (Exode 8:16-19), les *mouches* (ou les *taons* ou les *bêtes sauvages*) : « [...] des taons/ bêtes sauvages en grand nombre entrèrent [...] dans tout le pays d'Égypte [...] » (Exode 8:20-32) et les *sauterelles* : « [...] Elles recouvrirent la surface de toute la terre et la terre fut dans l'obscurité ; elles dévorèrent toutes les plantes de la terre et tous les fruits des arbres, tout ce que la grêle avait laissé et il ne resta aucune verdure aux arbres ni aux plantes des champs dans tout le pays d'Égypte [...] » (Exode 10:13-14,19).

¹⁶ La perception a une fonction de prise d'information, mais ne peut être vue comme un simple enregistrement car elle relève d'une transmission de l'information et d'une intégration de celle-ci dans les processus conceptuels supérieurs, tels que les représentations (Doron & Parot 2011).

Car finalement, et de façon paradoxale, les insectes sont, d'une part extraordinaires de par leur omniprésence nuisible et terrifiante¹⁷ (Kim 1993 ; Huis 2014) et, d'autre part, ordinaires car leur rôle essentiel n'est pas remarqué, voire potentiellement invisible dans les représentations du « grand public ». Deux processus, non exclusifs, pourraient expliquer cette situation : (i) les insectes décrits par la science pourraient être essentiellement catégorisés comme nuisibles, (ii) les insectes connus du « grand public » pourraient être majoritairement des organismes nuisibles ou terrifiants. Dans les deux cas, la prééminence de ces organismes est susceptible de favoriser une vision englobante fortement dépréciative sur l'ensemble du groupe.

c) Une scission vertébré/invertébré dans la volonté de conserver ?

Avant de travailler sur la perception des invertébrés, et en particulier celle des insectes, nous devons de vérifier s'il existe une non-volonté de préserver les insectes par rapport à des groupes plus charismatiques. Cette première interrogation découle de la disproportion de prise en compte de ces groupes dans les stratégies de préservation de la biodiversité. Cette disproportion pourrait-elle être liée au regard du « grand public » sur certains groupes de la biodiversité ?

Pour vérifier cette potentielle scission vertébrés/invertébrés nous avons effectué un travail de recherche sur un public universitaire (première année, licence psychologie). Ce public jeune, baignant dans une culture occidentale et *a priori* non sensibilisée de façon particulière aux enjeux de conservation l'entomofaune, devait nous permettre d'explorer une façon de révéler une vision de la préservation de la biodiversité et valider (ou invalider) notre première hypothèse. L'ensemble de notre démarche ainsi que les résultats issus de celle-ci sont présentés dans l'étude 1.

Etude 1 : Insectes & volonté de conservation

L'étude bibliographique à propos du lien d'empathie et de l'importance du contexte culturel sur les préférences envers les êtres vivants non-humains a permis d'identifier des biais favorisant la biodiversité extraordinaire, particulièrement charismatique. Nous posons donc

¹⁷ Nous excluons ici toute vision des insectes qui les identifie comme « extraordinaires » d'un point de vue positif, la vision du naturaliste (Matthews 1992 ; James *et al.* 2015 ; Lockwood 2013).

l'hypothèse que ces biais influencent la volonté du grand public de conserver une certaine biodiversité.

Nous souhaitons, dans un contexte français à l'échelle locale (Montpellier), mettre en évidence et chercher à comprendre ce biais. Pour cela nous nous sommes attachés à interroger de jeunes adultes sur le fait qu'ils étaient favorables ou défavorables à la conservation de divers groupes taxonomiques (vertébrés et invertébrés). Dans un second temps nous souhaitons savoir quels arguments pouvaient légitimer la conservation des insectes. Enfin, l'idée était de voir si des caractéristiques individuelles (sexe, âge, caractéristiques de l'entourage, lien ressenti avec la Nature et comportements pro-environnementaux) pouvaient influencer les réponses transmises.

i) Matériel et Méthodes

Nous avons ciblé des étudiants en première année de licence de psychologie (plus de 800 inscrits) pour interroger ces jeunes adultes sur leur accord concernant la protection de différents « taxons » : mammifères, oiseaux, insectes, reptiles, amphibiens, poissons. Cette population a été ciblée car elle est composée de bacheliers de différentes filières (S, L et ES), donc avec des bagages scientifiques différents. De plus, il s'agit d'une population suffisamment importante de façon à englober une multiplicité de visions au sein du public visé (des jeunes adultes vivant dans une culture occidentale) mais également pour dégager des tendances sur le regard du « grand public » (Prévot *et al.* 2016).

Pour avoir une vision générale sur l'intention de protéger les insectes, sur la légitimation avancée pour cette préservation de l'entomofaune et sur les tendances concernant la perception de ce groupe, nous avons élaboré deux questionnaires.

Le premier questionnaire permettait d'acquérir des informations personnelles sur les participants. Ces informations devaient permettre de caractériser le contact physique et le lien psychique avec la Nature. En effet, ces relations auraient un impact sur les attitudes « environnementalistes » adoptées au sein de la société (Myers 2012 ; Clayton & Myers 2015 ; Collado *et al.* 2017 ; Depper 2017).

Nous avons également interrogé les participants à propos de la sensibilité environnementale de leur entourage. Ceci a été fait au travers une question « non »/« oui », si cette dernière était cochée il était demandé de citer les personnes concernées. En effet, d'après les travaux de Chawla (2009), certaines personnes sensibles auraient un rôle déterminant dans la

construction de la personnalité durant l'enfance. Ensuite, la qualité de cet entourage sensible a été qualifiée selon le degré de proximité *a priori* de la personne citée, donnant ainsi un score à la personne et permettant d'additionner l'influence de plusieurs personnes. Ces scores ont été attribués selon les travaux réalisés par (Chawla 2009 ; Grønhøj & Thøgersen 2009 ; Collado *et al.* 2017 ; Depper 2017) sur les personnes influençant l'attitude pro-environnementale lors de l'enfance (tableau 4 ; figure 16).

Tableau 4 : Codage de la qualité de l'environnement sensible des participants.

Influence	Personnes	Score
++	Parents Meilleurs amis	+3
+	Frères-Sœurs Amis	+2
-	Oncles-Tantes Grands-Parents Cousins	+1
--	Autres	+0,5

Après une série d'entretiens, Chawla (1999) a observé que les personnes ayant un fort engagement pro-environnemental évoquaient leurs amis proches et leurs parents comme des agents d'influence majeurs dans la construction de leur vision de la nature. D'autres études (Grønhøj & Thøgersen 2009 ; Collado *et al.* 2017 ; Depper 2017) vont renforcer cette vision en appuyant le rôle joué par ces agents durant l'enfance. Ce cercle fait écho à la schématisation de l'environnement par Moser dans son ouvrage « Psychologie Environnementale » (2009).

Figure 16 : Environnement social de l'enfant. Plus les personnes sont proches, plus elles ont une influence sur le régime de valeurs, croyances et attitudes de l'enfant.

La fin du premier questionnaire permettait d'avoir leur degré d'accord sur, dans l'ordre, la préservation des « mammifères », « oiseaux », « insectes », « amphibiens/reptiles » et « poissons ». Pour mesurer cette attitude conservationniste et le lien ressenti avec la Nature, nous avons utilisé l'échelle de Likert (1932). Le questionnaire a été réalisé en septembre 2017 auprès de 464 étudiants (cf. annexe semaine 1).

Le deuxième questionnaire revenait dans un premier temps sur les attitudes favorables ou défavorables quant à la préservation des cinq taxons proposés. Dans un deuxième temps, nous avons interrogé les participants sur (i) les arguments justifiant, de leur point de vue, une protection des insectes (différentes valeurs proposées avec un degré d'accord pour chacune) et (ii) leur perception des insectes (degré d'accord sur différentes propositions). Pour cela nous avons également employé les échelles de Likert. Ce deuxième questionnaire a été réalisé trois semaines après la première intervention (octobre 2017) auprès de 310 étudiants (cf. annexe semaine 2, p42-44).

Les travaux se sont déroulés dans cadre du cours de biologie générale pour les étudiants de première année de la licence de psychologie à l'Université Paul-Valéry Montpellier 3. Toutes les données ont été rentrées dans des bases Excel et codées par la même personne.

A part les statistiques descriptives, les analyses présentées concernent les 181 étudiants (sur les 464 présents lors de la semaine 1) ayant participé aux 2 phases de tests. Après une analyse des corrélations entre les variables, nous avons effectué un test du Chi² pour voir s'il existait des différences significatives entre la volonté de protéger les insectes et celles de protéger d'autres groupes. Des tests de corrélation ont permis de caractériser le lien entre les informations personnelles des étudiants et (i) le lien ressenti avec la Nature ainsi que (ii) leur volonté de protéger la biodiversité. Les analyses ont été faites avec le logiciel Sphinx iQ2.

i) Résultats & Discussion

Caractéristiques des participants

Les étudiants ayant répondu au questionnaire de la semaine 1 avaient en moyenne 19,3 (± 1,7) ans et la grande majorité était de sexe féminin (80 %). Ce sex-ratio déséquilibré peut mener à des résultats biaisés, notamment dans un travail sur la perception des insectes, car certains travaux montrent une peur et/ou un dégoût accru envers les invertébrés chez les participants de sexe féminin (Prokop & Tunnicliffe 2010 ; Shapiro *et al.* 2017 ; Musila *et al.* 2018).

Regard sur mon environnement

Pas du tout d'accord Pas d'accord Ni d'accord ni en désaccord Plutôt d'accord Tout à fait d'accord

- Je pense pouvoir contribuer à résoudre certains problèmes dans la société
- Je dirais que la plupart des gens peuvent être de confiance
- Je dirais que je peux généralement faire confiance au gouvernement et à la justice

Connexion avec la nature :

- J'aime être dans la nature
- La nature me donne une sensation d'admiration, d'émerveillement
- Je ressens un lien particulier avec la nature
- Je ressens que je fais partie de la nature
- J'aime être au contact des animaux
- Je suis sensible au bien-être des animaux

Gestes pro environnementaux :

10. Est-ce que je pratique les actions suivantes ?

Je trie de manière régulière mes déchets

J'éteins les sources de lumières lorsque je quitte une pièce

Je consomme des produits locaux/ de saison/bio

Je laisse couler de l'eau (douche, vaisselle, brossage dents)

J'ai tendance à jeter ou laisse mes déchets par terre

Il m'arrive d'utiliser des herbicides, des insecticides et autres biocides

Date : / /
 Heure : 10h15-11h15 11h15-12h15 12h15-13h15
 N'étudiant :

Questionnaire : Relation Homme/Nature

Caractéristiques personnelles :

- Genre Homme Femme Autre Ne se prononce pas
- Âge exact :
- Catégorie professionnelle des parents : (indiquer numéro correspondant)
 (1) agriculteur
 (2) artisan/commerçant et chefs d'entreprises
 (3) cadre et fonctions intellectuelles supérieure
 (4) ouvriers
 (5) autres
 Père : { }
 Mère : { }
 Autre responsable légal : { }
- J'ai vécu dans un milieu plutôt :
 - de 0 à 10 ans : 100 % Rural
 - de 10 à aujourd'hui : 100 % Urbain
- J'ai pratiqué des activités dans la nature : (par exemple : randonnée, camping, pêche, woofing, arts du spectacle...)
 - de 0 à 10 ans : Non Oui, Lesquelles ? (2max)
 - de 10 ans à aujourd'hui : Non Oui, Lesquelles ? (2max)
- Je pratique régulièrement des activités dans la nature : Oui Non
 Si oui le(s)quel(s) ? (sports, arts...)

Exposition à la nature

- Présence dans l'entourage de personnes engagées dans l'environnement
 Non Oui, Lesquelles (décrire statut : amis, père, cousin...)? (2max)
- Je fais partie d'une association ou structure pro environnementale
 Non Oui, Lesquelles ? (2max)

11. *Mode de déplacement quotidien :*

Classer selon usage (1= le plus fréquent et 7=le moins fréquent)

Si le moyen de transport n'est pas utilisé, ne pas classer

- (...) : Voiture
- (...) : Voiture électrique
- (...) : covoiturage
- (...) : transports publics (train, tram, bus)
- (...) : vélo, trottinette (électrifié)
- (...) : vélo, trottinette (non électrifié)
- (...) : A pied

Perception de l'environnement :

	Pas du tout d'accord	Pas d'accord	Ni d'accord ni en désaccord	Plutôt d'accord	Tout à fait d'accord
12. La nature est utile pour l'homme	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
13. Je m'informe au sujet de la nature	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
14. Je pense que la nature est fragilisée par l'action de l'homme	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
15. Je pense que la nature doit être protégée	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
16. Protéger la nature pour sa valeur propre est important	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
17. Protéger la nature peut être bénéfique économiquement	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
18. Je pense agir généralement de manière positive pour la préservation de la biodiversité	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

19. Je suis favorable à la protection des :

	Pas du tout d'accord	Pas d'accord	Ni d'accord ni en désaccord	Plutôt d'accord	Tout à fait d'accord
Mammifères :	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Oiseaux :	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Insectes :	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Reptiles & Amphibiens :	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Poissons :	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

20. J'aimerais faire en sorte que mes actions aient un effet plus positif sur la biodiversité

	Pas du tout d'accord	Pas d'accord	Ni d'accord ni en désaccord	Plutôt d'accord	Tout à fait d'accord
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Date :/...../.....
 Heure : 10h15-11h15 11h15-12h15 12h15-13h15
 N°étudiant :

Questionnaire :
Gestes environnementaux et perception des insectes

Conservation de l'environnement :

Pas du tout Ni d'accord ni en désaccord Plutôt d'accord Tout à fait d'accord

- 1. Je suis favorable à la protection de la biodiversité
- 2. Je suis favorable à la protection des animaux
- 3. Je suis favorable à la protection des :
 - Mammifères :
 - Oiseaux :
 - Insectes :
 - Reptiles & Amphibiens :
 - Poissons :
- 4. Je pense agir généralement de manière positive pour la préservation de la biodiversité
- 5. J'aimerais faire en sorte que mes actions aient un effet plus positif sur biodiversité

Mon Impact sur l'environnement naturel :

Dans le futur j'aimerais :

- 1. Consommer des produits locaux/de saison/bio
- 2. Trier régulièrement mes déchets
- 3. Me déplacer de façon plus durable (vélo, transports en commun,...)

- 4. Eteindre les sources de lumières lorsque je quitte une pièce
- 5. Eviter de gaspiller l'eau (douche trop longues, robinet qui coule lors de brossage de dents...)
- 6. Ne pas jeter ou laisser mes déchets par terre
- 7. Réduire ma consommation de viande
- 8. Ne plus utiliser d'herbicides, d'insecticides et autres biocides

Protection des insectes :

- 1. Les insectes ont le droit de vivre
- 2. Les insectes méritent être protégés
- 3. Je suis en faveur de la protection des insectes pour leur :
 - Beauté
 - Utilité
 - Valeur propre

3.bis Je ne suis pas en faveur de la protection des insectes. Pour quelle(s) raison(s) ?

Perception des insectes :

Pas du tout Ni d'accord ni en désaccord Plutôt d'accord Tout à fait d'accord

- 4. Les insectes sont utiles pour la nature
- 5. Les insectes sont utiles pour l'homme
- 6. Je m'intéresse au bien-être des insectes
- 7. Les insectes peuvent être beaux
- 8. Les insectes sont propres
- 9. Les insectes sont généralement inoffensifs
- 10. Les insectes peuvent être intéressants

Pour le contact physique avec la Nature, nous avons constaté un assez bon équilibre entre les participants ayant grandi en milieu urbain (38,8 %) et en milieu non-urbain (36,8 %). Le reste des étudiants se définissait comme ayant grandi « entre deux » (24,4 %). Cette bonne répartition est importante pour ne pas biaiser l'interprétation de l'attitude pro-environnementale des personnes (Chawla 2007 ; Myers 2012 ; Hosaka *et al.* 2017). 78,3 % des répondants ont déclaré avoir une activité (sportive, récréative ou artistique) en relation directe avec la Nature, ce qui est relativement élevé.

En parallèle, 37,2 % des personnes sondées ont déclaré avoir eu un entourage de personnes engagées dans l'environnement durant leur enfance. Parmi eux, moins d'un cinquième (17 %) avait un entourage de « qualité élevée ». Pour ce qui est du lien ressenti avec la Nature, 45 % des participants ont exprimé « faire partie de la Nature », tandis que 20 % étaient en désaccord avec cet énoncé ; le reste ne se prononçant pas.

Ces caractéristiques générales ont été calculées à partir des réponses de toutes les étudiantes et tous les étudiants ayant répondu au questionnaire de la semaine 1. Les caractéristiques des 181 étudiants ayant répondu au questionnaire de la semaine 1 et de la semaine 2 sont sensiblement identiques.

Volonté de protéger la biodiversité

Les réponses des étudiants quant à la protection de la Nature et des différents taxons proposés ont été extrêmement favorables : 75 % des participants étaient favorables à la protection de la Nature et des taxons *Mammifères, Oiseaux, Insectes, Reptiles-Amphibiens* et *Poissons*. Quelques nuances ont pu être observées sur certains groupes (Insectes, Reptiles), néanmoins il ne s'agissait pas de différences significatives entre les taux d'accord/désaccord (figure 17a).

D'une phase à l'autre, la déclaration d'accord/désaccord vis-à-vis de la protection des différents compartiments n'a pas changé significativement. Nous pensons qu'un effet de halo¹⁸ directionnel a pu opérer au sein des questionnaires et entre les questionnaires. Nous avons d'abord proposé le concept de Nature puis les taxons (Mammifères -> Oiseaux -> Insectes -> Reptiles -> Poissons) dans les questionnaires ; les participants auraient donc eu

¹⁸ L'effet de halo est un biais cognitif du jugement conduisant à la « contamination » d'une impression par une impression antérieure (Charron *et al.* 2014). C'est un effet qui se produit dans la formation d'impression lorsqu'un attribut positif augmente le caractère positif des impressions relatives aux autres attributs. Ainsi, l'effet de halo induit des corrélations similaires positives entre tous les items, même si de réelles différences existent ou sont soupçonnées (Cooper 1981). Pour certains auteurs, la vision « ce qui est beau est bon » est également un effet de halo (Agnoletti 2017).

une tendance à garder une vision cohérente de l'ensemble (Cooper 1981 ; Holbrook 1983 ; Brouillet com. Pers.).

Néanmoins, le taxon avec le plus de désaccords était bien celui des « Insectes ». Le seul groupe n'ayant aucun désaccord en termes de volonté de protection était « Mammifères » confirmant les travaux de Batt (2009) et Colléony *et al.* (2017) sur le biais de préférence envers les « Mammifères (vertébrés) ».

Nous nous sommes penchés sur les arguments avancés pour justifier la préservation des insectes et les caractéristiques majeures perçues par les participants. Nous avons proposé trois valeurs avec des échelles de Likert : esthétique, utilitaire et intrinsèque (figure 17b).

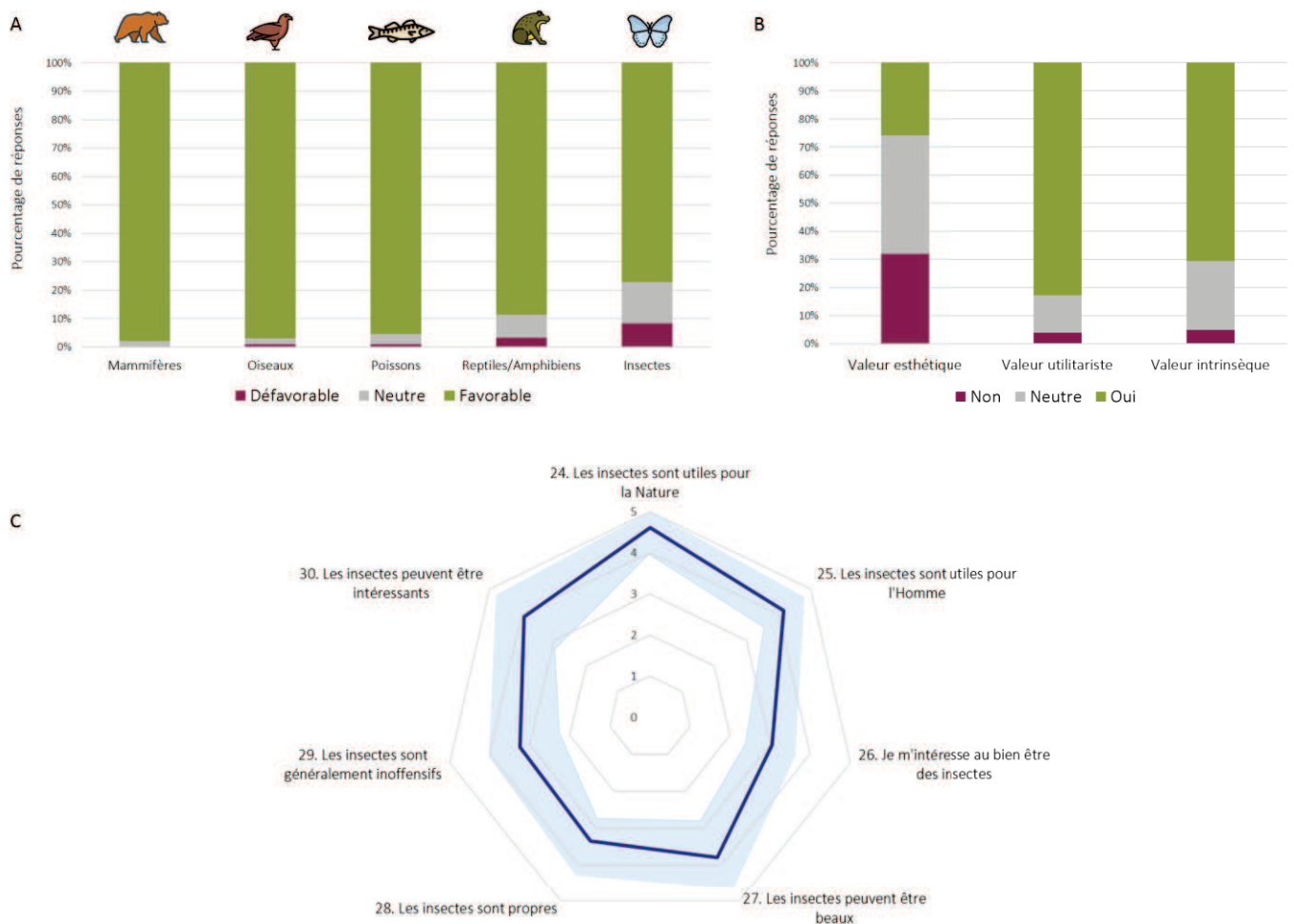


Figure 17 : (A) Proportion de participants selon leur degré d'accord (adhésion négative, neutre ou positive) avec la conservation des cinq taxons proposés. (B) Proportion des participants et leur degré d'accord avec la conservation des insectes pour trois types de valeurs de la biodiversité (esthétique, utilitariste, intrinsèque) (N= 181). (C) Propositions faites aux étudiants et leur degré d'accord (1 : en désaccord complet, 3 : neutre, 5 : en accord complet) afin de sonder leur perception des « insectes ».

Le principal argument sur lequel les participants se sont accordés favorablement a été la valeur utilitaire des Insectes. Les étudiants ont illustré (sans que ça leur ait été imposé) leur choix en écrivant « abeille », « pollinisateur », « miel » spontanément. Ce résultat est dans la continuité des travaux de Small (2010) sur ce « que veulent protéger les gens », baptisé « The Noa's Ark of Beautiful and Useful ». A défaut d'être vus comme « beaux », certains insectes sont perçus comme utiles, ce qui encourage la propension à vouloir les protéger.

La deuxième valeur la plus partagée fut la valeur intrinsèque de cette biodiversité. Ce résultat pourrait être nuancé par l'effet de halo directionnel mentionné auparavant. Néanmoins il laisse un espoir sur le fait que, en tant qu'êtres vivants, les insectes mériteraient d'être protégés. De même il fait écho à l'approche pluraliste proposée par Maris (2016), où plusieurs justifications morales à la conservation peuvent cohabiter.

Enfin, la valeur « esthétique » a été la valeur suscitant le plus petit nombre d'adhésions. Quand ils étaient d'accord, certains participants ont illustré (sans que ça soit demandé) ce choix par des termes comme « papillon », « libellule » et « coccinelle ». Dans la plupart des cas les étudiants se sont dit indifférents à cette valeur, voire négativement influencés, appuyant ainsi des travaux précédents sur le charisme et/ou attractivité des insectes (Kellert 1993 ; Chansigaud 2001 ; Shapiro *et al.* 2017).

A la fin du deuxième questionnaire, nous avons proposé des échelles d'accord pour caractériser les insectes. La valeur moyenne pour la plupart des propositions était d'environ 3 sur une échelle d'accord de 5 (figure 17c). Ce résultat allant vers des perceptions reflète une polarisation des regards, sans doute liés à la diversité entomologique elle-même, plutôt qu'une attitude neutre de la part des participants. En effet, certains étudiants ont souhaité écrire spontanément à quels insectes ils pensaient pour certaines propositions. Pour une même question, nous avons eu le « papillon », la « fourmi » et la « blatte », trois groupes différents taxonomiquement, morphologiquement et sémiologiquement.

Ceci nous conduit à penser que le concept même d'insecte est polysémique et qu'il est nécessaire de l'étudier plus précisément afin de savoir quels modèles mentaux lui sont associés. Cette compréhension est essentielle du fait qu'elle peut influencer la façon dont nous communiquons sur les insectes, dont nous les présentons au grand public. Si l'image véhiculée est négative, il faut savoir la positiver, si elle est non-engageante (neutre) il faut travailler sur sa construction (Clayton & Myers 2015).

Aux origines du lien avec la Nature et la volonté de conserver les insectes

Aucune corrélation significative n'a été trouvée entre les caractéristiques socio-démographiques (âge, sexe, situation professionnelle des parents, ...) des étudiants et (i) leur lien ressenti avec la Nature, ainsi que (ii) leur accord vis-à-vis de la protection de la biodiversité.

Bien qu'aucune relation n'ait été mise en évidence, deux résultats nous semblent intéressants à discuter. Le premier est le rôle de l'entourage sensible de la personne lors de l'enfance. En effet, il y a un lien positif entre l'entourage sensible de « qualité élevée » des participants et leur sentiment d'appartenance à la Nature (figure 18a) : plus l'entourage est sensible, plus l'appartenance à la Nature est forte. Ceci fait écho aux travaux de Chawla (2009) et Kals & Müller (2012) à propos de l'entourage sensible jouant dans la construction du sentiment pro-environnemental chez l'enfant. De ce fait, nous pouvons considérer que notre système de codage de l'environnement sensible était efficace.

Le second résultat que nous voulons discuter est celui d'une association positive entre la présence d'un entourage sensible et le fait d'être favorable à la protection des insectes (figure 18b). Cet élément crucial, qui rejoint plusieurs travaux sur l'apprentissage à l'observation et à l'engagement (Chawla 2007 ; Chawla 2009 ; Myers 2012), nous interroge sur le rôle de l'entourage dans la construction du regard porté sur les insectes et l'éthique de sauvegarde aux yeux des jeunes personnes.

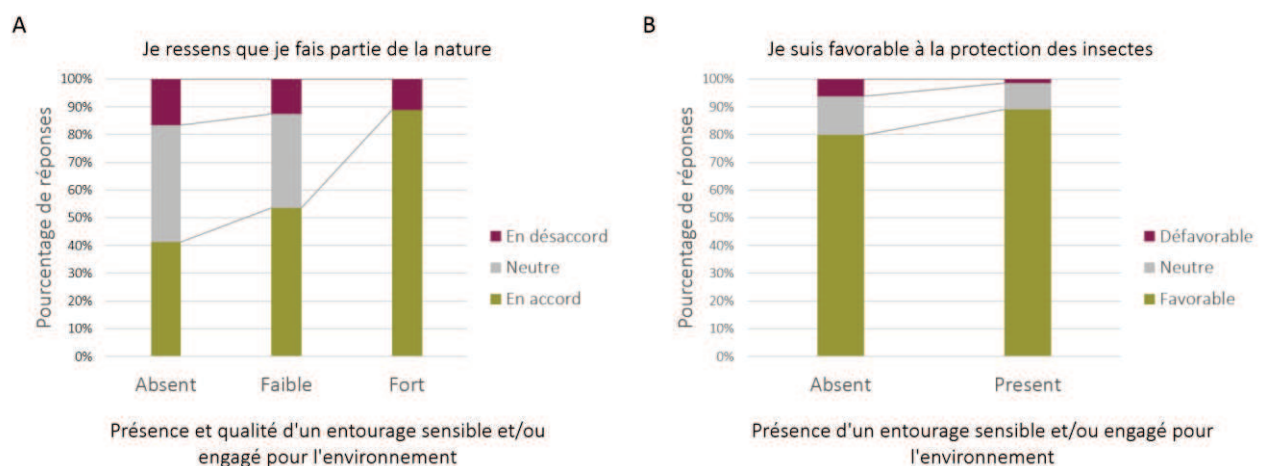


Figure 18 : (A) Réponse à la question « Je ressens que je fais partie de la nature » (degré d'accord) en fonction du type d'environnement humain du participant (ici entourage sensible/engagé absent, présent faible ou présent fort). (B) Réponse à la question « Je suis favorable à la protection des insectes » en fonction du type d'environnement humain du participant (ici entourage sensible/engagé absent ou présent).

Limites de l'étude

D'un point de vue pratique, d'une intervention à l'autre, les effectifs ont été irréguliers, modifiant les conditions de l'étude.

Il se peut également que les conditions « académiques » de l'expérience aient amené les participants à modérer les réponses vis-à-vis de l'enseignant et des camarades. En outre, la plupart des réponses relevaient de l'auto-déclaration. En comparaison avec des mesures indirectes, les résultats issus de réponses auto-déclaratives peuvent différer, comme l'ont montré certains auteurs (Chao & Lam 2011 ; Kaiser *et al.* 2018). Ainsi, les réponses ont pu être orientées, relativisant nos résultats et conclusions. Nous avons donc dans notre étude un biais de désirabilité sociale pour lequel nous n'avions pas prévu de mesure (Tournois *et al.* 2000).

ii) Conclusion

En l'absence de résultats significatifs sur la volonté de protéger les insectes, nous estimons que ces résultats sont exploratoires. Il est nécessaire d'étudier plus précisément la perception en dissociant ce questionnaire des questions relatives à la conservation. Pour aller plus loin sur les enjeux conservatoires, nous pourrions nous pencher plus amplement sur l'effet du « halo directionnel » dans la perception de la biodiversité. S'il était avéré, cet effet pourrait être mobilisé lors des campagnes de sensibilisation du grand public.

En définitive, les résultats préliminaires permettent de dessiner trois pistes pour améliorer l'acceptation des insectes par le grand public :

- i) Le rôle de l'entourage dans la construction d'un regard sensible ;
- ii) Les valeurs utilitaires et intrinsèques sont mobilisables pour justifier la protection des insectes ;
- iii) L'adhésion forte pour la préservation des insectes quand ceux-ci sont présentés comme une partie intégrante de la biodiversité est un signe positif qui doit être mis en avant et entendu par les décideurs.

d) Quelle perception des insectes ?

Questionner directement sur une intention de vouloir protéger des insectes a été un moyen de (i) poser l'hypothèse de l'influence du contexte sur la réponse (éventuel effet « Halo » des groupes charismatiques) et de (ii) percevoir un certain lien entre les catégories socio-démographiques des participants et leur prédisposition à la protection des Insectes.

Nous avons donc émis l'hypothèse que le terme « insecte » pouvait renvoyer à de nombreuses représentations, certaines positives, certaines neutres et certaines négatives. *In fine* le terme « Insecte » brouillait les résultats de la première étude car les participants partageaient d'« images mentales » qu'ils avaient, issues d'éventuelles rencontres avec ces animaux ou encore d'informations à propos de certains insectes. Nous pouvons donc supposer que la connexion humain-insecte est influencée par la construction personnelle (pouvant varier selon le sexe, l'âge, le niveau d'études des parents ou l'exposition à la Nature...) qui se superpose au contexte socio-culturel.

A partir des résultats de l'étude 1, nous avons donc envisagé un deuxième travail sur les représentations et les perceptions concernant les insectes. Existe-t-il une vision homogène des Insectes ? Parmi les insectes, quelle diversité est représentée ? Comment est-elle perçue ? S'agit-il d'une biodiversité ordinaire ou extraordinaire ? Quels facteurs personnels influencent cette perception des insectes ?

Pour répondre à ces questions, nous avons élaboré une méthodologie pour mesurer la diversité de représentations liées à la diversité entomologique, sa place dans la diversité animale, et le(s) regard(s) posé(s) sur cette diversité connue. Nous avons encore une fois ciblé un public de jeunes adultes (public universitaire, première année de filières en sciences humaines et sociales), néanmoins les outils développés pour révéler la biodiversité dans les schémas mentaux peuvent être utilisés auprès d'autres publics de façon à avoir des visions plus fines sur leurs représentations. L'ensemble de cette démarche et les résultats issus de ces travaux sont présentés dans la publication suivante (étude 2) :

Etude 2 : Diversité et perception des Insectes

Elicitation des représentations et des perceptions du royaume animal : **Mais où sont passés les insectes ?**

Camila LEANDRO¹ & Pierre JAY-ROBERT¹

CEFE, Univ. Paul Valéry Montpellier 3, Univ. Montpellier, EPHE, CNRS, IRD, Montpellier, France

ARTICLE SOUMIS

Résumé

Les insectes sont partout : ils représentent 73% de la faune totale décrite et, liés à tous les types d'écosystème, ils jouent un rôle clé dans la résilience de la biodiversité. Cependant, sommes-nous conscients de cela? Dans le cadre d'une étude menée auprès d'étudiants français en sciences humaines et sciences de l'environnement, nous avons conçu un jeu basé sur le test des associations libres pour déterminer si les insectes faisaient partie des représentations de la diversité animale. Nous avons également cherché à établir les perceptions et représentations des participants en relation avec leurs connaissances et leurs informations personnelles.

Outre une perception négative globale des invertébrés, nous avons constaté que cette perception était corrélée à « l'environnement humain » de la personne, qui va au-delà de la théorie de « l'exposition à la nature » : être entouré de personnes activement impliquées dans la conservation de la nature. De plus, les invertébrés étaient moins considérés comme faisant partie des écosystèmes que les vertébrés ; cela implique un manque de vision holistique de la diversité, qui pourrait être la clé pour améliorer la compréhension et la conservation des insectes. En partant de la représentation des insectes, nous proposons un cadre générique pour améliorer la sensibilisation à leur conservation et des recommandations pour améliorer les initiatives d'éducation. Ces lignes de base pourraient aider de manière significative les stratégies de conservation futures, car elles permettent de lutter contre la perception généralement dépréciative des insectes.

Elicitation of perceptions and representations of animal diversity: where did the insects go?

Camila LEANDRO & Pierre JAY-ROBERT

Summary

Insects are everywhere: they represent 73% of the total described fauna, and, being linked to every ecosystem function, they play key roles in biodiversity resilience. However, are we humans aware of this? Through a study conducted on French students in Environmental and Human Sciences, we designed a free-associations test-based game to elucidate whether Insects were a part of animal diversity representations and which Insects were indeed in students' minds. We also looked for perceived values and related knowledge among taxa to examine those results regarding students' socio-demographic characteristics. Besides a known overall negative perception of invertebrates, we found that this perception was correlated to the "human environment" of the person beyond the "exposure to nature" theory: being surrounded by persons actively involved in nature conservation increases positive perception of *Insecta*. Moreover, invertebrates were less seen as a part of ecosystems than vertebrates; this implies a lack of a holistic vision of diversity, which might be the key to improving insect understanding and conservation. Departing from the depiction of insects from a specific group of participants, we propose a generic framework to enhance awareness for insect conservation and recommendations to improve education initiatives. These baselines could significantly help future conservation strategies as they address the perception challenge of insects.

Key-words: free-association, environmental education, perception, insect conservation, joint attention

Introduction

Insects represent 73% of the total described fauna (IUCN 2014). Their great diversity and numbers give them a key role in ecosystem functioning (Wilson 1987; Huis 2014) which enhances the need to conserve these taxa (Leather et al. 2008). Moreover, insects are declining worldwide (Dunn, 2005; Hallmann et al., 2017), which alter the ecosystem services they provide for human well-being (Losey & Vaugan, 2006), and this decline does not seem to be halted by the current conservation policy based on the protection of strictly

delimited areas (Hallmann et al., 2017). Less charismatic than vertebrates (Kellert 1993; Lorimer 2007), poorly known and more difficult to survey (Leather et al. 2008; Cardoso et al. 2011), insects lack protection measures, conservation strategies and, last but not least, people's concern, valuation and conservation support (Samways 2015; Donaldson et al. 2017; Leandro et al. 2017).

Hochkirch (2016) calls for action in the face of this "insect crisis we can't ignore". Two main challenges must be faced: the technical challenge and the perception challenge (Samways 2015). While the former is being

addressed, until now the latter has been largely neglected (Simaika & Samways 2018). Some authors have advocated for the use of flagship species (Guiney & Oberhauser 2009; Barua et al. 2012), but such approaches might only enforce charismatic single-species conservation approaches (Small 2012), which might not be the way to efficient insect conservation (Leandro et al. 2017). Nevertheless, the principle behind this proposal is to leverage conservation through what is explicitly known and what is liked. That is why the study of the psychological side of insect conservation has grown in concern in the late years (Samways 2015; Simaika & Samways 2018). It is important to know which species are recognized and how they are perceived in order to be able to give pertinent solutions for conservation concern, education and action (Bennett 2016).

Samways (2005) and New (2008) support the use of common names to enhance people's concern for insects and foster their conservation. The idea is to label with understandable names and shape six-legged forms (Duval 1996; New 2008). This approach, combined with educational trails, has been used for Odonata species (Suh & Samways 2001). But dragonflies are relatively poorly diversified and the use of such an approach to richer taxa is questionable (e.g. Coleoptera has 60 times more species than Odonata). Moreover, generic names are polysemous and can be subjective (Putnam 1996; Thompson 2009); furthermore, personal experience soundly modifies the perception of *bugs*. Consequently, what people might think when they use the word "Insect", or other large-diversity englobing terms, might depend on their rational knowledge, personal experiences and on their feelings and factors such as the

environment where they grew up and lived (Lockwood 2013). Nevertheless, names elicit the memory and activate mental images, which can be shared by people (Pavio 1977), therefore it is a good entry to study perceptions and representations.

In this study, we investigated the representations, perceptions and knowledge of young adults living in France concerning insects. We specifically focused on students as they form the rising generation, which has to face the Sixth Extinction. Our goals were to get 1) their knowledge, 2) their perception of insects and 3) socio-demographic information that might influence their perceptions and representations. The specificity of their relationship with insects is highlighted by a comparison with their relationship with animals as a whole.

Methods

Definitions

Perception and Representation are results of external and internal factors, related to knowledge, cultural context and personal, or even shared, emotions (Zadra & Clore 2011; Wan 2012). Bennett's definition of Perception (2016), "the way an individual observes, understands, interprets, and evaluates a referent object, action, experience, individual, policy, or outcome", as it is a synthesis of established definitions with a conservation focus focal, was used. We used Bernoussi & Florin (1995) and Oxford Dictionary definitions to state Representation: a description, an image, a model or other depiction of something (a concept) which is encoded in the mental structure of the descriptor, its memory. As perceptions and representations have key roles in conservation as they shape attitudes

towards biodiversity (Kellert 1993; Bennett 2016), in this study we assessed “positive”, “neutral” or “negative” valuations and vocabulary related to taxa to go beyond the “good/bad” dichotomy.

Free association method

We used the free association method as a spontaneous and easy-to-implement way to collect participants’ representations while using written words as stimuli. This method allows people to elicit reflexive reactions, towards the given stimulus, which are canalized through free writing of word, expressions and even onomatopoeia. It also allows us to access the semantic context in which the mental image of the given stimulus was formed, thus being pertinent method to reveal collective memory and prototypes (Dany et al. 2015).

Data Collection

Our study targeted environmentally aware young adults but without any special skills in natural history. Thus, we excluded working with students in biology or ecology (Prévoit et al. 2016) and we choose to work with first year students from the Human and Environmental Sciences Faculty of Paul-Valéry Montpellier 3 University. These students from geography, history or art history chose to attend an optional and purely theoretical introduction to sustainable development taught by one of us (PJR). Tests were given before class in an amphitheater where all students were gathered.

Data sampling was conducted in three main phases, all three separated by one week during January 2018. During phase I, we asked students to complete a survey and to answer questions about themselves, such as experiences with nature, persons potentially

influential in their relationship with nature, whether they feared any natural elements and socio-demographical information (Appendix 1). Then we addressed the question of which animal and entomological diversity is reported by the students and how is it perceived?

To do so, students were asked to complete word association tasks as they are an efficient way to probe subjective conceptions (Joffe & Elsey 2014). In phase I, they had to write down, on a sheet of paper with four empty boxes, the first 10 animals they know occurring in four types of environments: their home, the city, an agricultural environment and a natural setting they frequent. Afterwards, participants were asked to put a smiley (☺, ☹ or ☹) in front of the items that they cited, representing how they felt about the item. Then we collected all sheets, distributed a new blank one and asked to start again but name *Insects* instead.

Afterwards, the main target was to study specific representations based on the material collected from phase I. Therefore, in phase II, the 20 most frequently cited non-exotic and wild vertebrates (10 items) and invertebrates (10 items) were used as stimuli. Students had one minute to write down any words, descriptions, feelings, stories or phrases that came to mind when they thought of the taxon. In this second phase, stimuli (words) were shown on a screen one by one and they had to fill 20 boxes on blank paper. Vertebrates and Invertebrates were shown alternately. Participants were asked to answer the questions spontaneously.

Finally, in phase III, students had a quiz of 42 true/false questions about biodiversity and insect biology and ecology (Appendix 2) as a way to evaluate “actual knowledge about the group” (Kellert 1993) and complete personal

information gathered through the survey from phase I.

Each phase lasted between 30 and 45 minutes at the beginning of the class. The completion of the survey and the tasks was voluntary and was anonymized by randomly giving each student the name of a scientist, a name that they kept throughout the whole process.

Taxa characterization

Each “item” cited in the first phase was coded as a Catalogue of Life taxonomical level and based on two proxies of common knowledge: Larousse dictionary descriptions and Wikipedia pages. For instance “dragonfly” is a common name for species belonging to Odonata order; “elephant”, as it defines three species from different genus, was coded as the higher common level: Elephantidae family. We also characterized items by their exotic character compared to French fauna (based on the French Wildlife Inventory) and their domestic or wild status.

Data analyses

To understand the mind-bestiary of students and how cited biodiversity is perceived, first we performed a Chi-squared test to analyze whether there was an association between perceptions and the characteristics of the taxa. Then, we performed Wilcoxon signed-rank, Kruskal-Wallis and Spearman rank correlation tests to examine links between background information from the student and indicator variables of knowledge and perception (i.e. number of different cited taxa, degree of taxonomic level cited, overall perception of animals and insects, diversity of the vocabulary employed in phase II and the quiz score from phase III). As indicator variables were highly correlated ($R > 0.6$) we kept *overall positive*

perception of insects, hereafter “sympathy for insects”, as the response variable.

Finally, after lemmatizing words and keeping the most frequent words ($> 10\%$), vocabulary related to items from phase II was interpreted through two different prisms. Firstly, Kellert’s perception values (KPV) (Kellert 1993 – Appendix 3). KPV were given by three independent coders (CL, PJR and a colleague not involved in this study). Conflicting codes were discussed in order to reach an agreement on the accorded category. Then, values upon items were compared with a Chi-squared test.

Secondly, each vocabulary related to items was characterized by its polarity (positive, neutral, negative) based on the French lexical and semantic network database *rezoJDM* (Lafourcade 2007 ; Joubert *et al.* 2018). This database collects, since 2007, words perceptions’ from online contributors (at least 1 000 regular participants since the creation of the website of rezoJDM in 2007). As every descriptive word was on the database and had more than 30 polarity attributions, we assigned to each item an overall weighted polarity reflecting the frequency of the vocabulary.

Analyses were carried out using R software 3.4.1 (R Core Team 2017). All answers were transcribed into an Excel database. Out of the 195 enlisted students in the course, only 101 completed all three phases of the experiment. Therefore, our analyses are based on the responses of those 101 participants.

Results

Insect Perception

From the 369 different cited items, all taxonomic levels combined, none was given in its Latin name. Ten items had to be withdrawn

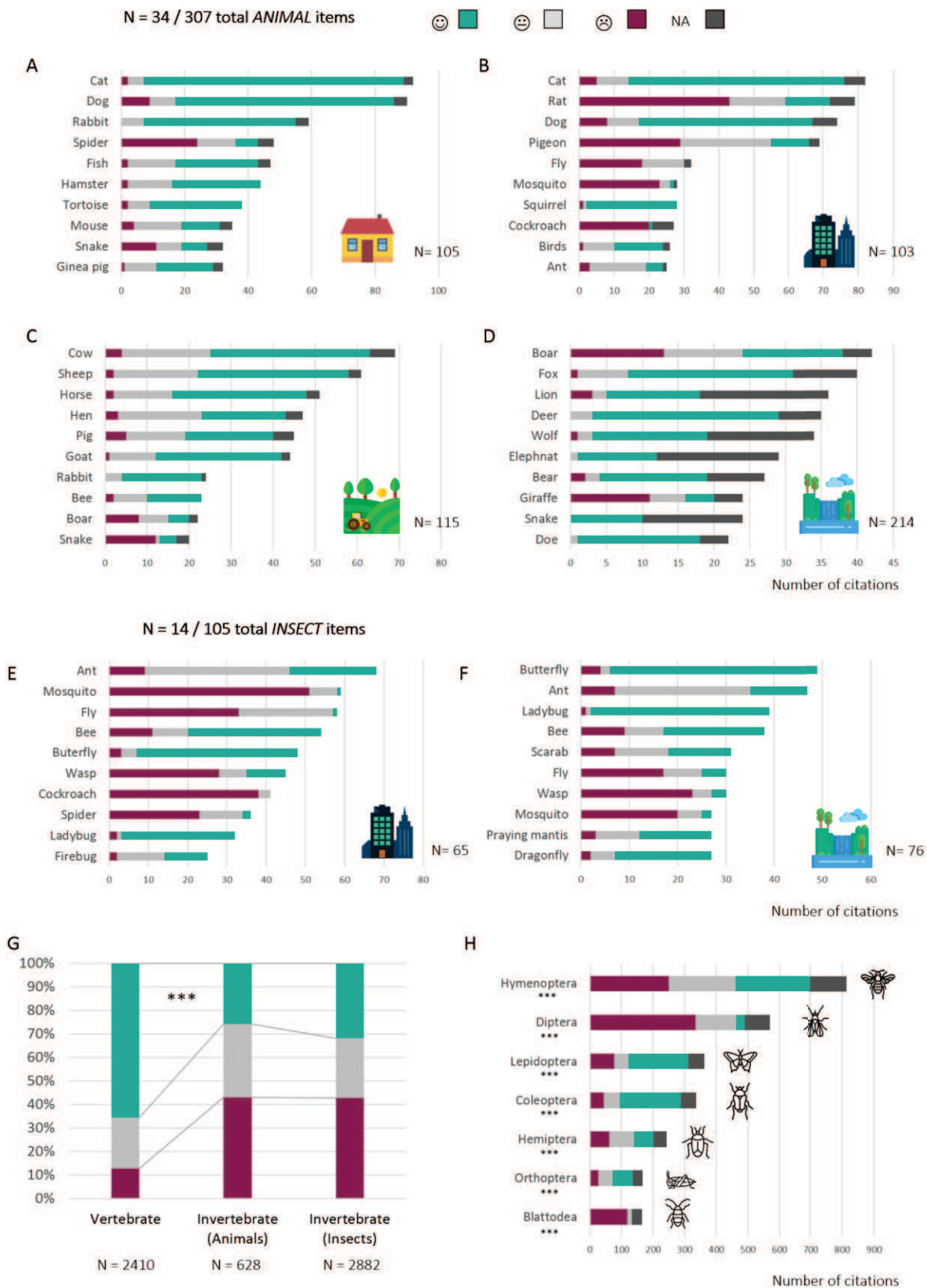


Fig 1 : Number of citations of the most cited animal items depending on the environment: A) Homes, B) Cities, C) Agricultural landscapes and D) natural landscapes. Number of citations of the most cited insect items depending on the environments: E) cities, F) natural landscapes. Perception was different between invertebrates and vertebrates (G), but also on the orders cited by the students (H). The bar charts are divided into the proportion of positive perception (green), neutral (grey) or negative (red). The N represents the total number of different cited items by environment (A to F) and the total number of vertebrates or invertebrates cited by participants in each context (G).

because either the item was not an *Animal* (Bacteria, Plant, Mushroom or Unknown).

When asked which animals they knew in different types of environments, students reported firstly mammals (50.3%) and birds (15.5%). Vertebrate constituted 80.6% of cited taxa. This vertebrate diversity was characterized by 231 different items whose systemic level was particularly precise: in 55.9 % of the cases it was at the genus, species or subspecies level. Taxa belonging to the Insecta class were mentioned in third place (12.4 %): 41 different insect items, corresponding at 88.7% to a high-level taxonomic category (the order or the family).

Insects represented 86% of the diversity mentioned when *Insects* only had to be cited, the rest being other invertebrates, mainly spiders (8.2%) or earthworms (1.7%). At this time, 105 different items were cited, mostly taxa between order and family level (87.2%).

Within *Animals* and *Insects*, there was a difference of appreciation based on the environment in which the item might be present (home, cities, rural and natural environments) (Fig. 1A-B-C-D-E-F) or the different nature of the items ((in)vertebrate, order) (Fig. 1G-H). Vertebrates were significantly seen more positively than invertebrates; Lepidoptera and Coleoptera items were also seen more positively than other Insecta orders. Items from “natural landscapes” were also more appreciated than those from the urban sphere, particularly for non-domestic and invertebrate items. Indeed, “exotic” or “domestic” characteristics were related to positive appreciations. This result echoed literature on preferences of exotic fauna (Ballouard et al. 2011), dislike of

wilderness in ‘Human spaces’ such as homes and cities (Cegara 1999; Rupprecht 2017) and highlighted the importance of the context where the animal is represented by its perception.

In addition, we noticed that for Animals, natural environments elicited the highest number of different items (2 times more than for the others); from cities to natural environments the evenness among the most cited species significantly increased (Fig. 1A-B-C-D) which might enforce the Human and the Non-Human spaces idea. Nevertheless, for Insects, the number of items was constant through environments (Fig. 1E-F). As a primary conclusion, animal diversity in young adult minds appeared to be biased towards positively perceived mammals which can be considered as charismatic and belonging to the ‘Human sphere’, and domestic animals, which are useful and historically familiar to Humans (Cegara 1999; Shapiro et al. 2017).

Secondly, we encounter a relatively poor invertebrate diversity in students’ representations of animals, despite the fact that such diversity doubled when only insects were asked. Items cited within ‘Insect’ revealed the fuzziness of the concept. This was confirmed with some questions from the quiz from IIIrd phase: earthworms and centipedes were labelled as ‘insects’ in 46% and 72% of the cases, respectively. Apparently, in students’ minds, Insects are firstly an archetype of non-vertebrate animal, which is more negatively seen than vertebrates. This poor knowledge about insects echoes a similar study carried out with young adults in the United-States (Shipley & Bixler 2017).

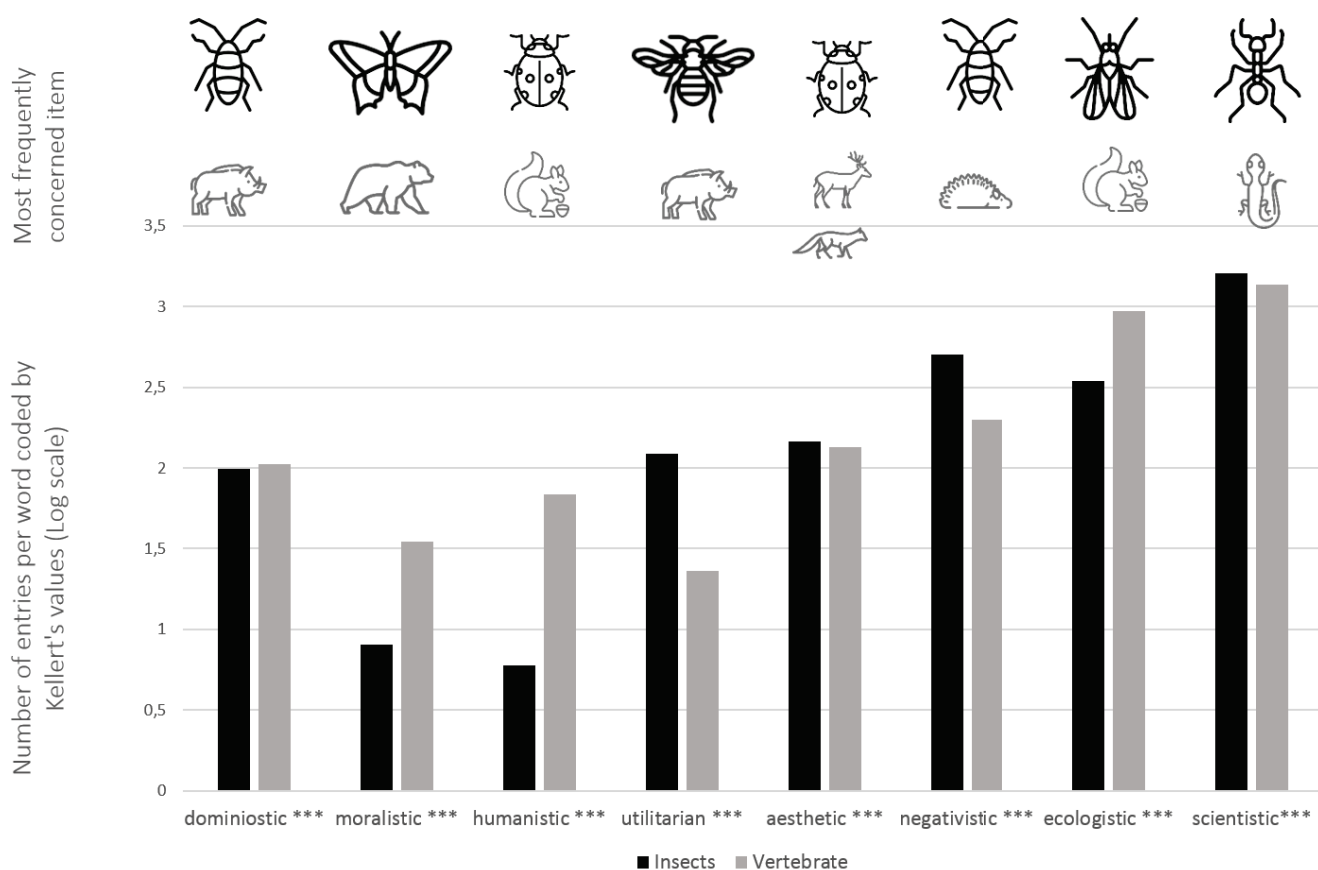


Fig 2: Number of entries per word coded into Kellert's perception values, in a logarithmic scale. To illustrate each value, we putted an icon representing the items (vertebrates on grey, insects in black) which were the most frequently cited (p -value < 0.001 = ***).

Values on taxa

From phase I, we acknowledged the 20 most frequent items and inputted them into the second free-association test (Table 1). Phase II vocabulary was composed of 1,475 different words (all species combined).

Concerning values to the most frequently cited items, we saw significant differences between taxa and (in)vertebrate qualification (Fig. 2).

Vertebrates were more prone to ecologicistic, humanistic and moralistic KPV than insects, while the latter had higher scientific and negativistic values. Indeed, *Insects* were more prone to anatomical or behavioral descriptions (scientific *sensu* KPV) rather than ecological information (interactions with other species, habitats), which was greater for vertebrates

(ecologicistic *sensu* KPV)). This result might reflect that, for participants, insects are less linked to the ecosystem than vertebrates, making it difficult to see them as essential to ecosystem functioning and Human development. In fact, only “bees” had vocabulary related to utilitarian values and dominant ecologicistic vocabulary. Thus, utilitarian values might not be a first good leverage to insect conservation (Simaika & Samways 2018). Furthermore, the description of species by striking anatomical features is typical in childhood (Tunncliffe & Reiss 1999) which highlight the weakness of student knowledge concerning insects (Matthews et al. 1997).

Negativistic vocabulary such as “unpleasant”, “disgusting”, “harmful”, “unclean” and “ugly”

was inherent to all invertebrates, except the butterfly, while “dangerous” and “spiky” were the only negative vocabulary related to vertebrates (“wolf”, “bear”, “boar” and “hedgehog”). Only the ladybug and butterfly were described as “beautiful” and a representation of “nature”; this confirms previous studies (Knight 2008; Batt 2009). This disgust driven negativistic values upon invertebrates is well known in occidental culture (Nash 2004; Lockwood 2013).

Most frequently, taxa prone to negativistic vocabulary (fly, mosquito, cockroach) were also seen as organisms that we have to control (dominiostic values *sensu* KPV). Historically, the first scientific approach to insects was pest control (Chansigaud 2001) and, with the sanitization of urban spaces in the 20th century, some anthropophilous taxa such as ants and cockroaches, were no longer welcomed and ‘needed’ to be controlled (Blanc 2009; Frioux 2009). Nevertheless, dominionistic value did not appear in Kellert’s survey (1993). In our context, students were predominantly city-dwellers: maybe the wish to control the wildlife may be greater among city dwellers (Clayton & Myers 2015; Rupprecht 2017). This logically follows phase I results which showed a more positive perception on fauna from « natural landscapes ».

Moreover, even if it was not possible to compare it statistically because of the small number of words (N = 75/10 485), vertebrate species elicited words or sentences referring to conservation concern, especially wild carnivores such as the Bear and the Wolf, while invertebrates did not.

Some differences can be pointed out between participants’ perceptions and polarity from the

rezoJDM database (Table 1). Indeed, rezoJDM vocabulary tended to be more neutral for Ladybug and Mosquito, items that are supposed to be strongly positive and negative respectively in students representations. This might come from the rezoJDM database itself, which gathers personal contributions without any semantic or environmental context. Nonetheless, in most of the cases it was concordant with participants’ responses, echoing with a larger panel of persons and therefore confirming the validity of our public to probe general insect perception.

Knowledge, Personal construction and perception

Sympathy for six-legged creatures, an overall positive perception of *Insects* from phase I, varied depending on the participant’s sensitive social environment and place where participants declared growing up. While the “growing up environment” related to sympathy result echoed with KPV results from phase II and thus place dependent perception’s from phase I, the influence of a rich and close sensitive to nature social environment was new in the context of insects’ perceptions and representations. Nevertheless, there was no significant difference between gender, actual knowledge (quiz from phase III, diversity of items) nor practice of outdoor activities or parents’ environmental related profession in relationship to “sympathy for insects” (Table 2).

Sympathy for insects thus might be a construction from a specific moment with a specific person, independently from formal knowledge (Chawla 2017; Shipley & Bixler 2017).

Tab. 1 : Most cited vertebrate and invertebrate items used for the second free-association test and their respective assumed taxonomic level, the total number of vocabulary and the mean number of words per participant elicited. We illustrated each item with the dominant perception from phase I, the dominant Kellert's perception value (KVP) and the overall weighted polarity of the vocabulary describing the item based on the rezoJDM French lexical and semantic network database.

Invertebrate item	Assumed taxonomical level	Total number of Words	Mean number of words per participant	Dominant perception (phase I)	Dominant KPV	Overall Weighted Polarity (Positive ; Neutral ; Negative)	Vertebrate item	Assumed taxonomical level	Total number of Vocabulary	Mean number of words per participant	Dominant perception (phase I)	Dominant KPV	Overall Weighted Polarity (Positive ; Neutral ; Negative)
Ant	Family: Formicidae	146	5.6	☹	Scientistic	39 ; 52 ; 9	Bear	Family: Ursidae	176	6.6	☺	Scientistic-Ecologicistic	38 ; 40 ; 22
Bee	Superfamily: Apoidea	148	7	☺	Scientistic-Ecologicistic	52 ; 39 ; 9	Boar	Species: Sus scrofa	155	5.4	☹	Scientistic	33 ; 38 ; 29
Butterfly	Order: Lepidoptera	135	5.5	☺	Scientistic	54 ; 29 ; 17	Fox	Species: Vulpes vulpes	153	5.2	☺	Scientistic	47 ; 39 ; 14
Cockroach	Order: Blattodea	132	4.2	☹	Negativistic-Scientistic	13 ; 30 ; 57	Hare	Genus: Lepus	112	4.5	☺	Scientistic	47 ; 37 ; 16
Fly	Suborder: Brachycera	158	5	☹	Negativistic-Scientistic	22 ; 32 ; 46	Hedgehog	Family: Erinaceidae	115	3.9	☺	Scientistic-Ecologicistic	27.5 ; 44 ; 28.5
Ladybug	Family: Coccinellidae	120	5.5	☺	Scientistic	39 ; 47 ; 14	Lizard	Suborder: Autarchoglossa	141	4.7	☺	Scientistic	39.5 ; 53 ; 7.5
Mosquito	Family: Culicidae	167	5.9	☹	Negativistic	26 ; 41 ; 33	Pigeon	Family: Columbidae	164	4.8	☹	Scientistic	23 ; 52 ; 25
Scarab	Family: Scarabaeidae	151	3.9	☺	Scientistic	24 ; 55 ; 21	Squirrel	Family: Sciuridae	151	5.8	☺	Scientistic-Ecologicistic	48 ; 45 ; 7
Spider	Class: Arachnida	136	4.7	☹	Scientistic	24 ; 55 ; 21	Stag	Species: Cervus elaphus	100	4.6	☺	Scientistic	45 ; 44 ; 11
Wasp	Family: Vespidae	115	4.5	☹	Scientistic	25 ; 46 ; 29	Wolf	Genus: Canis	175	5.6	☺	Scientistic	33 ; 33 ; 34

Tab. 2: Participants' major characteristics: as some answers were correlated, we chose to show those who were explored for statistical tests. Participants' personal background was confronted to their overall positive perception of insects (Sympathy). Sympathy was calculated based on the mean number of "happy smileys" putted in front of invertebrate items during phase I by each participant.

Characteristics	Summarized answers	~ Sympathy	
Average age	21±4 years old (range 17-50 years)	R = 0.15	p-value = 0.16
Gender	58.4% women ; 38.6% men ; 1.9% "other"	U = 825.5	p-value = 0.5
Parents with environmental related professions	9% Yes ; 91% No	U = 384.5	p-value = 0.72
Presence of a rich sensitive social environment	83.3% Yes [divides into 11 levels ^a] ; 26.7% No	R = 0.25	p-value = 0.031
Environment where they grew up	49% Rural; 35% Urban ; 16% Both	$\chi^2 = 122,4$	p-value = 5.24e-29
Outdoor activities practice (athletic, artistic, camping...)	92% Yes [divided into 4 classes ^b] ; 8% No	R = 0.07	p-value = 0.95
Nature related fear	66.6% Yes (36.6% being invertebrates) ; 33.3% No	U = 543.5	p-value = 0.31

^a Levels were estimated depending on the number and the nature of the persons evoked (Collado et al. 2017). ^b Levels were estimated depending on the number and frequency of mentioned activities.

Discussion

Getting a picture of Insecta

Insect conservation is a complex problem that cannot be easily addressed without an

interdisciplinary approach. Our workflow enabled us to go from a perceived animal diversity panel to a specific panel of perceived "insects" before narrow known into particular representations. Now, what can we offer to address the "perception challenge" in our context?

Phase I showed us that, even if invertebrates were less frequently cited than vertebrates and were more negatively perceived or described, they were not completely absent. This result allows us to see the base upon which we can build a strategy for insect conservation through perception change. Indeed, a positive or a negative perception is a first leverage: it means engagement rather than disinterest (Clayton & Myers 2015).

"Butterfly", "bee" and "ladybug", with overall positive perceptions and previously mentioned as charismatic (Snaddon & Turner 2007; Small 2011; Barua et al. 2012), came in the top ten of mentioned taxa but only when asking 'Insects only'. Thereby, first six-legged to pop-up in participants' minds while we call for *Animals* are "problematic" and "harmful" items. Concordantly, when thinking about *Insects* only, problematic species appear first, but then useful and charismatic invertebrates are also mentioned. Which means that, whatever the context, 'Insect' elicits first a negative image. Indeed, first-mentioned invertebrates are neither "beneficial" nor "charismatic", but can be related to diseases (mosquito, fly) or fears (spider) (Merckelbach et al. 1987; Batt 2009; Lockwood 2013); indeed, the most common animal phobias are entomophobia and arachnophobia (Lelord & André 2001) and indeed in our study 21% of participants spontaneously mentioned a fear related to invertebrates.

General literature (Raffles 2010; Lockwood 2013) and scientific studies (Kellert 1993; Costa-Neto 2003) argue that insects are associated with fear, disease and damage in different cultures, which puts them in the “no” box of conservation. Actually, in a parallel study conducted with 180 psychology students, participants were less willing to engage in conservation for insects than for mammals and birds, and, if they were, it would be for their utility rather than their aesthetic or intrinsic values (Leandro, unpublished). Nash (2004) paraphrased this in his paper title: “Desperately Seeking Charisma: Improving the Status of Invertebrates”.

Although charisma plays a major role at present in obtaining social and financial support for conservation (Mace et al. 2007), this quality is mostly the privilege of species taxonomically nearer to Humans (Stokes 2007; Batt 2009). If empathy, which is a response to the emotional and cognitive connection made by perceptions and representations, is a predictor of pro-environmental behavior (Chawla 2009; Kals & Müller 2012), insect conservation is seriously disadvantaged (Lorimer 2007; Lockwood 2013) and desperately seeking charisma in insects may be not the way forward into unbiased (insect) conservation. Maybe the way is ahead an acceptance of this primary negative attitude.

While perceptions cannot be easily changed, particularly for invertebrates in the point of view of disgust/fear-evolutionary response (Batt 2009; Lockwood 2013), they can be demystified to get invertebrate tolerance if not sympathy in a first stage (Lockwood 2013; Schönfelder & Bogner 2017). Based on vocabulary used in phase II we can already work with participants to explain that bees

‘*sting*’ and spiders bite as a defense, they do not ‘*aggress*’; not all cockroaches are *pests*; ants, cockroaches and scarabs are not ‘*unclean*’, they are ‘*cleaners*’; Mosquitos are not ‘*useless*’, they are a part of a greater food web and play a part in ecosystem functioning, etc. Empathy could come though *halo effect* when comparing to “good”, “non harmful” and useful species when demystified.

A roadmap from perception to conservation

The shift of perception and the durability of this change needs scientific evidence of the interrelationship between species, original features on which we can reflect or engage and even demystify (Schultz & Kaiser 2012). Knowledge and understanding of the natural world can arise from outdoor direct experiences and/or (in)formal education (Chawla 2009; Prévot et al. 2016). Difficult as it seems, perception shift is not impossible, as it has operated for Birds in the late years of the 20th century (Chansigaud 2012), Primates and the wolf (Almedia 2017) in the United States and, in recent years, Hymenoptera pollinators (Williams & Osborne 2009; Sing et al. 2016). However, they need to pass through the right catalyzer, which can influence representations’ construction journey.

Is it the use of common names? We need to consider that the significance and images behind the names. Moreover, values they elicit and the representations they might reflect should be understood in the socio-cultural context (Bang et al. 2007; Wan 2012). Here, ant was a symbol of collective “work” and “intelligence” and scarab of “Egypt”. Costa-Neto (1998) showed that in northern Brazil “Abeia” label (“Bee”) was used for 23 different taxonomic terms from Apidae and Vespidae

families, while in our context it is restricted to the honeybee. This is consistent with the result obtained by Schönfelder & Bogner (2017) with German students ranging from primary school to university. Thus, “bee” is not a catalyzer of “wild bees” representation.

Our study shows that the perception of insects by Humans is complex and taxa dependent. Furthermore, our results underline that a relative “sympathy” for insects is more likely to be related to a sensitive regard (accompanied observation and valuation, i.e. joint attention) and an exposure to nature during childhood, which has been largely studied in conservation education and psychology (Chawla 2007; Myers 2012). Contrary to people questioned by Kellert (1993), students from the early 21st century did not associate insects with an outdoor experience (naturalistic values); moreover, ‘practice of outdoor activities’ did not influence their “sympathy” for the six legged, letting us think that the environment alone is not enough to get a representation of insects.

A study by Tunnicliffe & Reiss (1999) showed that children learned names and attributes of animal taxa essentially from home and, secondly, by joint direct observation. Chawla (1999) showed that 77% of people who followed a pro-environmental life path evoked family, particularly parents, as triggers of this choice. A high quality sensitive social entourage -key socializers (Chawla 2009; Collado *et al.* 2017)- can direct attention to the value of invertebrates and engage for “insect sympathy”.

Based on such observations, and knowing that the Human-Insect relationship is conditioned by an evolutionary and cultural heritage (Lockwood 2013), we encourage to build

holistic instruction of biological diversity and importance accompanied by highly influential persons (school teachers and parents) to diminish the perception challenge from insect conservation effort.

Parents and teachers should be able to follow training programs by NGOs and entomologists in order to sensitize to insects and connectedness of such diversity to other species and ecosystems, and thus improve the likelihood to sensitize others (Matthews et al. 1997; Wagler & Wagler 2012). The classroom is a great moment in which there is a teacher-students joint attention; involving parents in such moments should increase the sensitizing effect on insect perceptions and lead to positive attitudes. Examples of demystification, linkage to ecological challenges (i.e. reduction of pesticides, biodiversity interactions sustainability) and the use of non-charismatic taxa during class are the “*Mosquitoes in the Classroom*” (Matthews et al. 1997) and Cowles’ “*cockroaches*” (1984).

We must encourage ecologists, teachers and NGOs to rethink the way they educate the public to effectively reach comprehension through the right words and actions. The success of protection and conservation plans largely depends upon the public’s understanding and implication. Our study underlined the importance of bias in the public’s representation of insects. An analogous situation may appear for all different sociodemographic categories (farmers, pest managers, politicians...). This awareness is imperative and a prerequisite to enable general every citizen to engage in dialogue, develop a common vision of insects and contribute together to establish effective and timely biodiversity preservation.

Furthermore, establish a roadmap to conservation based on public's conservation psychology should go beyond insects: it is imperative to acknowledge the diversity of biodiversity. Shifting from species to ecosystems should be the future of environmental education to reach an inclusive conservation approach (Simaika & Samways 2018).

Supporting Information

Participants' survey (Appendix S1), the Quiz (Appendix S2) and Kellert's Perception values descriptions (Appendix S3) are available online.

Aknowledgements

We would like to thank T. Bodaud, A. Léocadie and B. Louboutin for assistance in conducting and coding surveys and free-association tests. We also would like to acknowledge P.Y. Hardy and G. Cohen, whose comments greatly improved the manuscript.

References

- Almedia A, Fernandez B, Silva T. 2017. Changing Negative Perceptions of Animals through Teaching Practice: a Research in Primary Education. *Journal of Baltic Science Education*:446–458.
- Ballouard JM, Brischoux F, Bonnet X. 2011. Children prioritize virtual exotic biodiversity over local biodiversity. *PLoS ONE* 6(8): e23152.
- Bang M, Medin DL, Atran S. 2007. Cultural mosaics and mental models of nature. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:13868–13874.
- Barua M, Gurdak DJ, Ahmed RA, Tamuly J. 2012. Selecting flagships for invertebrate conservation. *Biodiversity and Conservation* 21:1457–1476.
- Batt S. 2009. Human attitudes towards animals in relation to species similarity to humans: A multivariate approach. *Bioscience Horizons* 2:180–190.
- Bennett NJ. 2016. Using perceptions as evidence to improve conservation and environmental management. *Conservation Biology* 30:582–592.
- Bernoussi M, Florin A. 1995. La notion de représentation: de la psychologie générale à la psychologie sociale et la psychologie du développement. *Enfance* 48:71–87.
- Blanc N. 2009. La blatte, ou le monde en images *In* L'animal sauvage entre nuisance et patrimoine : France, xvie-xxie siècle. ENS Éditio. Lyon, FRANCE. 103–114
- Cardoso P, Erwin TL, Borges PA V, New TR. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation* 144:2647–2655. Elsevier Ltd.
- Cegarra M., 1999. L'animal inventé. *Ethnographie d'un bestiaire familial*, Paris, L'Harmattan, 19-33
- Chansigaud V. 2001. Des facteurs sociaux et culturels influençant la biologie de la conservation : l'exemple des Invertébrés. Thesis. 191-246
- Chansigaud V. 2012. Des hommes et des oiseaux: une histoire de la protection des oiseaux. *Delachaux et Niestlé*. 39-95
- Chawla L. 1999. Life paths into effective environmental action. *Journal of Environmental Education* 31:15–26.
- Chawla L. 2007. Childhood experiences associated with care for the natural world: A theoretical framework for empirical results. *Children, Youth, and Environments*, 17, 144–170.
- Chawla L. 2009. Growing up green: becoming an agent of care for the natural world. *The Journal of Developmental Processes* 4:6–23.
- Chawla L. 2017. Le soin de la nature chez les enfants et les adolescents. Expériences marquantes pour le développement du sens de la connexion *In* Le souci de la nature apprendre, inventer, gouverner. Fleury C. & Prévot-Julliard A. (Eds). Paris: CNRS éditions. 191-205.
- Clayton S., Myers G. 2015. *Conservation Psychology: Understanding and promoting human care for nature*. 2nd Edition. Wiley Blackwell. Oxford. 344p.

- Collado S, Evans GW, Sorrel MA. 2017. The role of parents and best friends in children's pro-environmentalism: Differences according to age and gender. *Journal of Environmental Psychology*, 54:27–37.
- Costa-Neto EM. 1998. Folk taxonomy and cultural significance of "ABEIA" (Insecta, Hymenoptera) to the Pankararé, Northeastern Bahia state, Brazil. *Journal of Ethnobiology* 18:1–13.
- Costa-Neto EM. 2003. Considerations on the Man/Insect relationship in the state of Bahia, Brazil in "Insects" in oral literature and traditions. 95-104.
- Cowles KL. 1984. 350 million years old and still going strong. *Science and Children*, 21(6), 20-23.
- Dany L, Urdapilleta I, Lo Monaco G. 2014. Free associations and social representations: some reflections on rank-frequency and importance-frequency methods. *Quality and Quantity* 49:489–507.
- Donaldson MR, Burnett NJ, Braun DC, Suski CD, Hinch SG, Cooke SJ, Kerr JT. 2016. Taxonomic bias and international biodiversity conservation research. *Facets* 1:105–113.
- Dunn RR. 2005. Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conservation Biology* 19:1030–1036.
- Duval CT. 2012 The nature of naming in the naming of Nature, *New Zealand Entomologist*, 19:1, 91-94.
- Frioux S. 2009. Les insectes, menace pour la ville à la Belle Epoque? *In L'animal sauvage entre nuisance et patrimoine : France, XVIe-XXIe siècle*. ENS Éditions. Lyon, FRANCE. 115–130
- Guiney M, Oberhauser K. 2009. Insects as flagship conservation species. *Terrestrial Arthropod Reviews* 1:111–123.
- Hallmann CA et al. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12(10): e0185809.
- Hochkirch A. 2016. The insect crisis we can't ignore. *Nature* 539:141.
- Huis A van. 2014. The Global Impact of insects. Page (Wageningen University, editor). Wageningen University, Wageningen. 37p.
- Joffe H, Elsej JWB. 2014. Free association in psychology and the grid elaboration method. *Review of General Psychology* 18:173–185.
- Joubert A, Lafourcade M, Brun N Le. 2018. The JeuxDeMots Project is 10 Years Old : What We have Learned. Proc. of the LREC workshop Games4NLP. Miyazaki, Japan.
- Kals E, Müller M. 2012. Emotions and Environment *in* The Oxford Handbook of Environmental and Conservation Psychology. Clayton SD (Ed). Oxford University Press.
- Kellert SR. 1993. Values and perception of invertebrates. *Conservation Biology* 7:845–855.
- Knight AJ 2008. "Bats, snakes and spiders, Oh my!" How aesthetic and negativistic attitudes, and other concepts predict support for species protection. *Journal of Environmental Psychology* 28:94–103.
- Lafourcade M. 2007. Making people play for Lexical Acquisition. Proc. SNLP 2007:13–15.
- Leandro C, Jay-Robert P, Vergnes A. 2017. Bias and perspectives in insect conservation: A European scale analysis. *Biological Conservation* 215:213–224.
- Leather SR, Basset Y, Hawkins B. 2008. Insect conservation: finding the way forward. *Insect Conservation and Diversity* 1:67–69.
- Lelord F, André C. 2001. La force des émotions: amour, colère, joie... Editions Odile Jacob. 269-313
- Lockwood J., 2013. The infested mind: Why humans fear, loathe, and love insects. Oxford University Press. 203p.
- Lorimer J. 2007. Nonhuman charisma. *Environment and Planning D: Society and Space* 25:911–932.
- Losey JE, Vaughan M. 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience* 56:311.
- Mace, G.M., Possingham, H.P., Leader-Williams, N., 2007. Prioritizing choices in Conservation. In: Key Topics in Conservation Biology. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 17–34.

- Matthews RW, Flage LR, Matthews JR. 1997. Insects as teaching tools in primary and secondary education. *Annual review of entomology* 42:269–289.
- Merckelbach H, Van den Hout MA, Margo G. 1987. Fear of animals: Correlations between fear ratings and perceived characteristics. *Psychological Reports* 60, 1203–1209.
- Myers OE. 2012. Children and Nature *in* The Oxford Handbook of Environmental and Conservation Psychology, Clayton S (Ed). Oxford University Press.
- Nash S. 2004. Desperately Seeking Charisma: Improving the Status of Invertebrates. *BioScience* 54:487.
- New TR. 2008. What's in common names: Are they really valuable in insect conservation? *Journal of Insect Conservation* 12:447–449.
- Pavio A. 1977. Images, Propositions, and Knowledge *In* Images, Perception, and Knowledge, Nicholas JM (Ed.). The University of Western Ontario Series in Philosophy of Science, vol 8. Springer, Dordrecht. 47-71.
- Prévot AC, Clayton S, Mathevet R. 2016. The relationship of childhood upbringing and university degree program to environmental identity: experience in nature matters. *Environmental Education Research*:1–17.
- Putnam H. 1996. The Twin Earth Chronicles Twenty Years of Reflection on Hilary Putnam's "The Meaning of 'Meaning'." Andrew P & Goldberg S (Eds.). Routledge, Taylor & Francis Group, New York. 3-52
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Raffles H., 2010. *Insectopedia*. Vintage. 465p.
- Rupprecht CDD. 2017. Ready for more-than-human? Urban residents' willingness to coexist with animals and plants. *Fennia* 195:1–19.
- Samways MJ. 2005. *Insect Diversity Conservation*. Cambridge University Press, 16-38.
- Samways MJ. 2015. Future-proofing insect diversity. *Current Opinion in Insect Science* 12:71–78.
- Schonfelder ML, Bogner FX. 2017. Individual perception of bees: Between perceived danger and willingness to protect. *PLoS ONE* 12(6): e0180168.
- Schultz PW, Kaiser FG. 2012. Promoting Pro-Environmental Behavior *in* The Oxford Handbook of Environmental and Conservation Psychology. Clayton SD (Ed). Oxford University Press.
- Shapiro HG, Peterson MN, Stevenson KT, Frew KN, Langerhans RB. 2017. Wildlife species preferences differ among children in continental and island locations. *Environmental Conservation*, 1–8.
- Shiple NJ, Bixler RD. 2017. Beautiful Bugs, Bothersome Bugs, and FUN Bugs: Examining Human Interactions with Insects and Other Arthropods. *Anthrozoos* 30:357–372.
- Simaika, JP, Samways MJ. 2018. Insect conservation psychology. *Journal of Insect Conservation*, 1-8.
- Sing K-W, Wang W-Z, Wan T, Lee P-S, Li Z-X, Chen X, Wang Y-Y, Wilson J-J, Steinke D. 2016. Diversity and human perceptions of bees (Hymenoptera: Apoidea) in Southeast Asian megacities. *Genome* 59:827–839.
- Small E. 2012. The new Noah's Ark: beautiful and useful species only. Part 2. The chosen species. *Biodiversity* 13:37–53.
- Snaddon JL, Turner EC, Foster WA. 2008. Children's perceptions of rainforest biodiversity: Which animals have the lion's share of environmental awareness? *PLoS ONE* 3:1–5.
- Stokes DL. 2007. Things we like: Human preferences among similar organisms and implications for conservation. *Human Ecology* 35:361–369.
- Suh, A. N. and Samways, M. J. (2001) Development of a dragonfly awareness trail in an African botanical garden. *Biological Conservation* 100, 345--53.
- The World Conservation Union. 2014. IUCN Red List of Threatened Species 2014.3. Summary Statistics for Globally Threatened Species. Table 1: Numbers of threatened species by major groups of organisms (1996-2014).
- Thompson CF. 2009. Nomenclature and Classification, Principles of. *In* Encyclopedia of INSECTS, Resh V. & Cardé R (Ed). 707-714

Tunncliffe SD, Reiss MJ. 1999. Building a model of the environment: How do children see animals? Journal of Biological Education 33:142–148.

Wagler R, Wagler A. 2012. External insect morphology : A negative factor in attitudes toward insects and likelihood of incorporation in future science education settings. International Journal of Environmental & Science Education 7:313–325.

Wan C. 2012. Shared knowledge matters: Culture as intersubjective representations. Social and Personality Psychology Compass, 6(2), 109-125.

Williams PH, Osborne JL. 2009. Bumblebee vulnerability and conservation worldwide. Apidologie 40:367–387.

Wilson EO. 1987. The Little Things That Run the World (The Importance and Conservation of Invertebrates). Conservation Biology 1:344–346.

Zadra JR, Clore GL. (2011). Emotion and perception: The role of affective information. Wiley Interdisciplinary Reviews: Cognitive Science, 2(6), 676–685.

Supplementary material

A1: Survey. Socio-demographic questions asked to the participants in the first step of the experiment (phase I).

Questionnaire : Relation Homme/Nature

Caractéristiques personnelles :

1. Identifiant (nom et prénom) :
2. Genre : Homme Femme Autre Ne se prononce pas
3. Age :
4. Mon père a une activité professionnelle en lien avec la nature : Non Oui, laquelle ?
5. Ma mère a une activité professionnelle en lien avec la nature : Non Oui, laquelle ?
6. J'ai vécu dans un milieu plutôt :

100 % Rural	100 % Urbain	Commune (Dpt/Pays)
de 0 à 10 ans :	de 10 à aujourd'hui :
<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>

Exposition à la nature :

7. J'ai pratiqué ou je pratique des activités dans la nature (randomnées, chasse, pêche, woofing, arts, sport...):
 Non Oui, lesquelles ?
8. Dans mon entourage (famille, amis, camarades...) il y a des personnes qui sont sensibles à la protection de la Nature :
 Non Oui, lesquelles ?
9. Dans mon entourage (famille, amis, camarades...) il y a des personnes qui sont engagés pour la protection de la Nature :
 Non Oui, lesquelles ?
10. Mon entourage (famille, amis...) m'a permis de prendre conscience de l'importance de la protection de la Nature :
 Non Oui, qui ?
11. Mon entourage (famille, amis...) m'a initié à la protection de la Nature :
 Non Oui, comment se manifeste cet engagement ?

Connaissance sur la nature :

12. Je m'informe au sujet de la Nature : Non Oui
13. A quelle fréquence je m'informe sur la Nature :
 Jamais Une fois par an Une fois par trimestre Une fois par mois Une fois par semaine Une fois par jour
13. Mes principales sources d'informations sont :
 n1) ; n2) ; n3)

A2: Quiz. Questions asked to evaluate general knowledge about biodiversity and invertebrates during phase II.

1. La biodiversité est la diversité au niveau des gènes, espèces et écosystèmes. VRAI ou FAUX ?
2. Les papillons sont des insectes. VRAI ou FAUX ?
3. Le déclin actuel de la biodiversité est naturel. VRAI ou FAUX ?
4. Les insectes sont des invertébrés. VRAI ou FAUX ?
5. Certains mammifères peuvent être la proie des oiseaux. VRAI ou FAUX ?
6. Certains insectes peuvent vivre dans le sol. VRAI ou FAUX ?
7. Les oiseaux sont des vertébrés. VRAI ou FAUX ?
8. Les chenilles sont des insectes. VRAI ou FAUX ?
9. Les animaux ne peuvent pas faire la photosynthèse. VRAI ou FAUX ?
10. Seules les abeilles pollinisent. VRAI ou FAUX ?
11. La biodiversité est plus élevée dans la région intertropicale que dans les régions polaires. VRAI ou FAUX ?
12. Les vers de terre sont des insectes VRAI ou FAUX ?
13. Le développement de l'agriculture a augmenté fortement la biodiversité. VRAI ou FAUX ?
14. Les insectes ont des yeux composés. VRAI ou FAUX ?
15. Les poissons, les poulpes et les limaces sont tous des invertébrés. VRAI ou FAUX ?
16. Les araignées sont des insectes. VRAI ou FAUX ?
17. Le lion est un félin. VRAI ou FAUX ?
18. Certains insectes peuvent vivre sous la surface de l'eau. VRAI ou FAUX ?
19. Les plantes qui font la photosynthèse sont dites "autotrophes". VRAI ou FAUX ?
20. Les insectes régulent leur température comme le font les mammifères. VRAI ou FAUX ?
21. Les bactéries sont constituées de cellules eucaryotes. VRAI ou FAUX ?
22. La majorité des espèces animales connues sont des insectes. VRAI ou FAUX ?
23. Les champignons sont des plantes. VRAI ou FAUX ?
24. Les insectes sont absents des réseaux trophiques de la plupart des écosystèmes terrestres. VRAI ou FAUX ?
25. L'espèce humaine n'est pas sujette à l'évolution. VRAI ou FAUX ?
26. Aucun papillon n'est nuisible à l'Homme. VRAI ou FAUX ?
27. Quand ils respirent les animaux rejettent du CO₂. VRAI ou FAUX ?
28. Les moustiques mâles sont floricoles (s'alimentent du nectar des fleurs). VRAI ou FAUX ?
29. Les marsupiaux sont des mammifères. VRAI ou FAUX ?
30. Les scolopendres sont des insectes. VRAI ou FAUX ?
31. Les espèces herbivores sont aussi appelées "consommateurs primaires". VRAI ou FAUX ?
32. Parmi les insectes ce sont les libellules qui comptent le plus grand nombre d'espèces. VRAI ou FAUX ?
33. Les grenouilles sont des reptiles. VRAI ou FAUX ?
34. Certaines espèces de mouches sont pollinisatrices. VRAI ou FAUX ?
35. Les vautours sont des prédateurs. VRAI ou FAUX ?
36. La larve du hanneton est un "ver blanc". VRAI ou FAUX ?
37. La plupart des espèces d'oiseaux sont des prédateurs. VRAI ou FAUX ?
38. En France vivent plusieurs espèces de phasmes. VRAI ou FAUX ?
39. Les anguilles vivent à la fois dans les rivières et dans l'océan. VRAI ou FAUX ? VRAI ou FAUX ?
40. Les termites et les guêpes font partie du même ordre parmi les insectes. VRAI ou FAUX ?
41. Les lézards pondent des œufs. VRAI ou FAUX ?
42. Peu d'espèces d'insectes (environ 10 %) sont nuisibles pour l'Homme. VRAI ou FAUX ?

Table A3: Invertebrates' perception values as they appear in Kellert (1993) and some examples from the analyzed material.

Kellert's perceived values	Definition	Words that illustrates in the study context
Aesthetic	Interest and/or attraction the physical appeal or the symbolic dimension of the items	Majestic; Mystic; beautiful; luck
Dominionistic	Focused on the mastery and control of the items	Game animal; it's hunted; fly swatter
Ecologistic	Concern or knowledge about the interrelations between the items and the system (habitat or other taxa)	Pollination ; in the forest; bear + salmon
Humanistic	Interest and/or affection for the items	« So Cute ! »; « hug it »
Moralistic	Strongly opposed to cruelty and/or exploitation ; concern for the right and wrong treatment towards the items	« need to be protected »; « it's crushed by cars »
Naturalistic	Interest and/or affection for wildlife and outdoors	NA
Negativistic	Active avoidance due to indifference, dislike, disgust and/or fear	Dirty; it stings; « it's dangerous »; hassle
Scientistic	A descriptive approach of the item ranging to its morphology, physiology, behavior to the biological functions related to it.	Six legs; lives in colony; howl
Utilitarian	Value or usefulness of the items for humans	Wax; honey, cleans up dung

Chapitre 2 : Comment préserver ?

Connaître le regard du « grand public » sur les insectes permet d'entrevoir les connaissances partagées et les valeurs attachées à ce groupe biologique. Cela permet également de réfléchir aux leviers nécessaires pour une meilleure sensibilisation à leur protection, et plus largement, pour susciter plus d'empathie envers ces êtres éloignés de nos morphologies et de nos mœurs.

En effet, comme il a été abordé précédemment, conserver revient à choisir et relève des sphères scientifiques et politiques (Buckley 2016a ; Chapitre 1 de ce manuscrit). De ce fait, la conservation est réfléchi par « l'élite » de la société et est *a priori* détachée du regard de l'ensemble de celle-ci (Serres 1990 ; Robertson & Hull 2001 ; Maris 2016). Néanmoins, ces regards et ces attitudes ordinaires peuvent avoir un impact sur les outils et moyens disponibles pour la mise en œuvre de la conservation des insectes.

Nous avons donc voulu nous pencher sur les outils scientifiques (connaissance) et politiques (réglementation) qui permettent la mise en place des stratégies de protection de la biodiversité. Que sont-ils : des lois, des listes, des rapports scientifiques ? Quelle biodiversité protègent-ils et comment ? Après avoir réalisé un état des lieux, nous nous sommes interrogés d'abord sur l'objectivité, la pertinence et l'efficacité de ces outils et avons voulu vérifier si le regard sociétal pouvait avoir une influence sur la protection des insectes, notamment à l'échelle Européenne. Enfin, nous proposons des outils pour corriger la subjectivité qui affecte les stratégies de connaissance et de conservation de ce groupe taxonomique.

1. La connaissance, socle de la conservation

Le préalable de la conservation ou de la protection est la connaissance scientifique (Clark & May 2002; Whittaker & Ladle 2011 ; Hochkirsh 2016). En effet, cette connaissance sera la pierre angulaire sur laquelle pourront être fondées les stratégies (Haslett 2007 ; Hochkirch *et al.* 2013), c'est par elle que l'on pourra répondre aux questions « que protéger ? » ou « comment protéger ? ». Or, ces connaissances peuvent être partielles, biaisées ou même motivées par des intérêts personnels, politiques ou économiques (Le Duc 1987). En effet, pour les insectes, les données à large échelle sur des périodes longues sont relativement

rare par rapport à d'autres groupes, comme les oiseaux et les mammifères (Diniz-Filho *et al.* 2010 ; Troudet *et al.* 2017).

Des auteurs ont dénoncé des biais de représentation des taxons dans les outils de conservation : en effet les vertébrés seraient privilégiés au détriment des invertébrés dans les listes rouges (Donaldson *et al.* 2016), les listes de protection (Bossart & Carlton 2002), dans les campagnes d'acquisition de données biologiques (Troudet *et al.* 2017) et dans les programmes de sensibilisation et communication (Clucas *et al.* 2008 ; Smith *et al.* 2010b). Les arguments avancés pour justifier cette disparité : les connaissances à disposition et le charisme des espèces. Si sur ce dernier point les scientifiques peuvent (relativement) peu intervenir, leurs travaux de recherche peuvent en revanche essayer de s'affranchir des biais de préférence relatifs au choix des modèles d'études.

Sur quoi repose cette disparité en termes de recherche scientifique ? Nous pouvons expliquer cela par la difficulté à aborder certains groupes (voir introduction, section 3). Mais nous pourrions également suspecter des facteurs divers, tels que des préférences personnelles au sein des institutions scientifiques et de conservation (Le Duc 1987 ; Billet 2007 ; Letourneux 2007 ; Clark & May 2002). Puis, de la même façon, il se peut que l'histoire de la science qui étudie les insectes y soit pour quelque chose...

a) Brève histoire de la recherche en entomologie

L'entomologie a vu le jour plus tard que d'autres domaines naturalistes tels que la botanique ou la zoologie « vertébriste » (d'Aguilar 2006 ; Smith & Kennedy 2009) et prendra sa forme actuelle au XVII^{ème} siècle grâce à une révolution technique : l'invention du microscope (d'Aguilar 2006 ; d'Hondt 2007) (figure 19).

Ensuite, la classification des insectes en tant que taxon distinct de tous les autres invertébrés (arachnides, annélides, crustacés, etc.) au tournant du XVIII^{ème} siècle par Lamarck, va permettre de mieux définir le sujet étudié par l'entomologie, sujet qui est déjà admis comme très divers (Chansigaud 2001 ; d'Aguilar 2006). L'âge d'or de l'entomologie descriptive aura lieu au début XIX^{ème} siècle grâce à la spécialisation basée sur les grands ordres (les lépidoptères et les coléoptères semblant être les plus attractifs) et la mise en place de nombreuses sociétés entomologiques (Chansigaud 2001).

La pratique de l'entomologie était essentiellement descriptive et était pratiquée comme un loisir. La professionnalisation de cette pratique et le véritable investissement de la recherche

dans le champ de l'entomologie ne va avoir lieu qu'à partir du XIX^{ème} siècle lorsqu'on va lui donner un sens appliqué et de terrain. L'entomologie agricole a été, depuis même sa préfiguration dans l'Antiquité, investie par des intérêts économiques (Kogan & Prokopy 2009). Cette entomologie agricole, qui va tenter d'une part de voir comment exploiter au mieux les ressources (i.e. apiculture, culture du ver à soie), et d'autre part, de contrôler, réduire ou détruire les éléments nuisibles (lutte biologique, lutte chimique) s'est imposée en tant que spécialité à la fin du XIX^{ème} (d'Aguilar 2006 ; Kogan & Prokopy 2009 ; Smith & Kennedy 2009). C'est à ce moment-là que l'on va assister, par exemple en France, à l'apparition des prémices de l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), établi par la suite en 1946 (Chansigaud 2001). La deuxième partie du XX^{ème} siècle verra l'entomologie agricole faire de grands progrès, de nombreux pays créant des centres spécialisés sur les ravageurs de cultures.

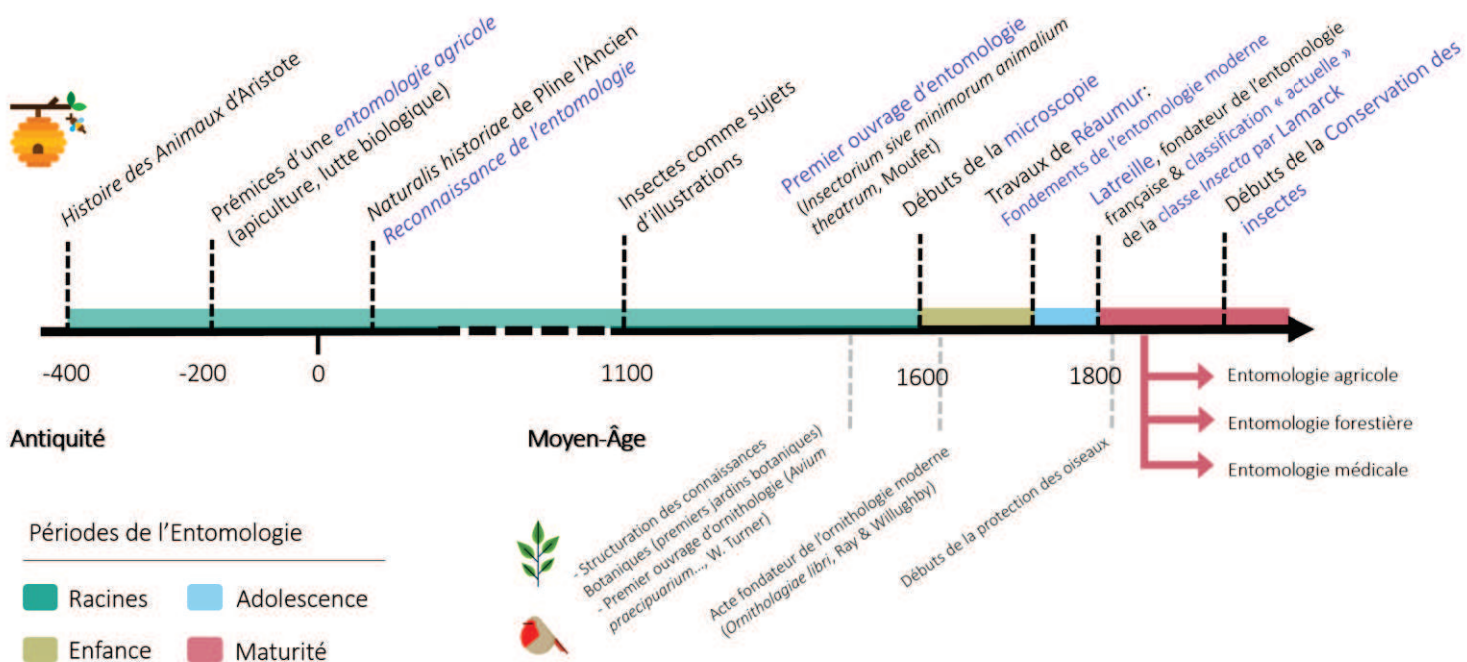


Figure 19 : Frise chronologique illustrant les temps forts de l'histoire de l'entomologie dans le monde. Cette Frise est une synthèse de l'ouvrage de J. d'Aguilar Histoire de l'entomologie (2006), chez Delachaux & Niestlé, et du chapitre History of Entomology de Smith & Kennedy (2009) dans Encyclopedia of INSECTS (Resh & Cardé coord.). Les dates relatives à la botanique et l'ornithologie ont été extraites des ouvrages Histoire de l'Ornithologie de Chansigaud (2007) et L'écologie et son Histoire de Matagne (2002) respectivement. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Il en va de même pour l'entomologie médicale, qui va se concentrer sur les maladies transmissibles par des vecteurs à six pattes. Les échos d'un monde où l'on sépare ce qui est nuisible du reste vont ainsi se retrouver intimement liés au développement de l'étude de

l'écologie des insectes (Smith & Kennedy 2009). Même Réaumur, « prince de l'insectologie¹⁹ » va se pencher sur ces êtres car ils « désolent nos plantes, nos arbres, nos fruits... attaquent nos maisons, nos étoffes, nos meubles, nos habits [...] ils ne nous épargnent pas nous-mêmes » (1728, cité dans Chansigaud 2001). L'on peut noter que les seuls entomologistes ayant obtenu un prix Nobel sont ceux qui ont travaillé sur des espèces dites « nuisibles » ou vecteurs de maladies (d'Aguilar 2006).

b) Du contrôle à la conservation

La connaissance du vivant et les sciences de la conservation ont un lien étroit. C'est grâce aux grands inventaires naturalistes du XVIII^{ème} et à la prolifération de structures telles que des sociétés savantes et des muséums que l'essor des préoccupations conversationnistes fut possible à la fin du XX^{ème} siècle (Brooks 2010). Les préoccupations se fondaient alors sur le besoin de gérer les ressources naturelles, mais également sur un devoir de protection de la nature. Mais les alertes, ainsi que les actions de gestion ou protection proposées, ne pouvaient être justifiées que par (i) une connaissance de l'existence d'une grande diversité du vivant et (ii) par l'observation d'un déclin de cette diversité lié aux activités anthropiques. Pour protéger il est donc nécessaire d'avoir d'abord des connaissances sur la biodiversité afin d'en évaluer sa vulnérabilité, son *irremplaçabilité*, les menaces qui pèsent sur elle et pouvoir proposer en conséquence des stratégies pertinentes en termes de conservation.

C'est au sein de l'écologie que les méthodes de suivi et évaluation des populations se sont développées. Cette discipline d'observation et de description de la nature, fondée au milieu du XIX^{ème} siècle par des naturalistes, va se transformer au cours du XX^{ème} siècle en une science analytique qui va apporter des preuves quant et au déclin de la biodiversité à l'échelle internationale (Matagne 2002 ; Kingsland 2004 ; Brooks 2010).

Mais il faudra attendre les années 1960 pour voir les premières études écologiques sur les insectes alors que jusque-là la recherche en écologie était restée portée sur les plantes et les vertébrés (d'Aguilar 2006). C'est dans les centres de recherche d'entomologie agricole ou médicale que la dynamique des populations et l'écologie des insectes va prendre son essor. Là où les insectes n'étaient que des pestes et/ou des outils de production on étudie désormais toute la diversité entomologique et l'on s'intéresse à sa conservation.

¹⁹ A l'époque de Réaumur l'on parlait plutôt d'*insectologie* que d'*entomologie* (Chansigaud 2001).

La nécessité de réaliser de telles études découle du constat d'une diminution drastique des peuplements par divers entomologistes et, surtout, de la publication de l'ouvrage *Silent Spring* de Rachel Carson en 1962. L'un des effets immédiats de *Silent Spring* a été de faire de la politique d'utilisation du DDT et autres produits de lutte chimique un débat public, aux Etats-Unis, puis dans le monde. La première inquiétude portait évidemment sur la santé Humaine ; il est donc devenu clair que les pratiques de lutte et l'approche même de l'entomologie appliquée devaient changer (Smith & Kennedy 2009 ; Chansigaud 2013).

Ainsi, dans les années 1960 et 1970, le développement d'une écologie des insectes se propage afin de mesurer l'impact des pratiques sur ce groupe. Cela permettra de comprendre et d'accepter leur rôle majeur dans le maintien des écosystèmes, et par conséquent du bien-être humain (d'Aguilar 2006 ; Smith & Kennedy 2009).

La conservation des insectes pour les insectes est donc une tendance récente qui ne se développe qu'à partir de la fin des années 1970 nourrie par les travaux en écologie générale et dynamique des populations (Pyle *et al.* 1981 ; Le Duc 1987 ; Kim 1993). Une préoccupation survenue presque un siècle après les premiers mouvements conservateurs dédiés aux oiseaux et autres vertébrés (Chansigaud 2007, 2013).

Nous pouvons ainsi constater un grand décalage entre l'entomologie et le développement d'une conservation de l'entomofaune. Rattraper ce retard est un défi actuel que tous les entomologistes doivent s'imposer (Samways *et al.* 2009 ; Cardoso *et al.* 2011 ; Pearson & Cassola 2012).

Et il est vrai que la connaissance entomologique a fait des grands pas lorsque des outils comme les microscopes, les microscopes électroniques et enfin les outils moléculaires, sont venus en aide aux entomologistes, noyés par cette grande diversité spécifique, écologique et comportementale. Ce lien entre progrès des outils techniques et connaissance de l'entomofaune se trouve illustré par la taille moyenne des espèces d'insectes décrites depuis le XVIII^{ème} siècle, qui diminue drastiquement (Stork *et al.* 2015). La connaissance entomologique est donc sujette aux développements techniques disponibles et dont il faudrait profiter à l'avenir (Leather *et al.* 2008 ; Samways *et al.* 2009 ; Pimm *et al.* 2015).

2. Instruments réglementaires favorisant la conservation et la protection des Insectes

Une fois que la connaissance permet d'apporter des preuves sur l'état de conservation de la biodiversité, des instruments réglementaires ou dits « de bonne volonté »²⁰ peuvent être mobilisés dans le but de préserver la biodiversité. Parfois même, ce sont ces instruments juridiques qui vont permettre de déployer des programmes d'acquisition de données et de recherche.

Dans l'objectif de faire un état des lieux des initiatives phares existant à ce jour pour la connaissance des Insectes et des outils pour leur conservation à plusieurs échelles, il nous est apparu pertinent de se limiter aux outils visant directement les espèces, leurs fonctions écologiques et/ou leurs habitats. En effet, nous ne traiterons pas des outils qui visent à interdire des pratiques, des produits ou des causes indirectes du déclin de l'entomofaune.

a) Dans le Monde

Peu après le début du XX^{ème} siècle, les premières listes d'espèces en danger d'extinction apparaissent, plus précisément en 1920. Cependant, il faudra attendre les années 1960, moment où l'UICN va institutionnaliser les listes d'espèces menacées par la création de la *Survival Service Commission* (SSC – Commission pour la Survie des Espèces) et la compilation des *Red Data Books* et les *Red Lists* (Mace *et al.* 2008 ; Charvolin & Ollivier 2017) pour voir ces listes d'espèces s'institutionnaliser. Le premier Livre rouge des Invertébrés est publié en 1983 ; il contenait une liste de 58 insectes menacés appartenant à 11 ordres différents (Wells *et al.* 1983).

Les listes rouges sont des outils qui synthétisent de la connaissance, mais les statuts déclarés de vulnérabilité des taxons n'imposent pas des mesures de protection ou de conservation, bien qu'ils puissent les influencer (Rodrigues *et al.* 2006 ; Mace *et al.* 2008). Cette connaissance est produite et/ou recueillie par des experts, scientifiques ou professionnels de la nature, au sein des groupes de spécialistes. En effet, la SSC est un réseau de bénévoles œuvrant pour la connaissance dans un but de conservation²¹. Aujourd'hui, on peut compter neuf groupes de spécialistes dédiés spécifiquement à des taxons d'insectes ou aux

²⁰ Outils incitatifs et non contraignants encourageant la gestion et/ou la conservation de la biodiversité.

²¹ <https://www.iucn.org/theme/species/about/species-survival-commission>, consulté le 25/02/2018

invertébrés d'une zone géographique particulière (<https://www.iucn.org/ssc-groups/invertebrates>).

L'UICN, au travers des groupes d'experts et des listes rouges, apparaît comme un levier pour la conservation, même pour les invertébrés (Collins & Wells 1986 ; Clausnitzer *et al.* 2009 ; Adriaens *et al.* 2015). Or, il repose sur la bonne volonté des spécialistes et des gouvernements pour la prise en compte des informations recueillies et la mise en place de mesure réglementaires ad hoc. Par ailleurs, les critères ont été récemment décriés par des scientifiques comme impossibles à appliquer sur des invertébrés car ils ont été pensés pour des vertébrés, à populations restreintes et aires de distribution importantes (Warren *et al.* 2007 ; Cardoso 2012).

Historiquement, la première mesure de réglementation officielle concernant un insecte fut la protection du papillon Apollon *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758), par l'état de Bavière en 1835 (Samways 1994). Mais il faudra attendre les années 1970 que la protection légale des espèces se généralise (Fromageau 1998 ; Fromageau 2007). C'est à cette période qu'un grand nombre de pays européens, dont la France, vont ébaucher une liste de taxons à protéger (Fromageau 2007 ; Hunter & Gibbs 2007), incluant pour certains des insectes dès leur première version. La protection de la nature sera pour la première fois évoquée en tant que telle et non de manière implicite au travers d'arguments d'ordre économique (Fromageau 1998 ; Fromageau 2007).

A l'échelle internationale, la première action de protection des espèces est la Convention pour la préservation des otaries à fourrure et des loutres de mer du Pacifique nord et de la mer de Béring ; lancée en 1987 (mais ratifiée en 1911), elle vise à coordonner les efforts de pays européens et nord-américains en matière de sauvegarde de la faune marine, grande ressource commerciale à l'époque (Chansigaud 2013). Quelques années plus tard, en 1902, la Convention Internationale des Espèces Sauvages relative à la protection des oiseaux utiles pour l'agriculture, c'est-à-dire les insectivores (Chansigaud 2013 ; Morales Frénoy 2017), va faire apparaître les insectes dans les textes de loi, sous un angle négatif. D'autres instruments juridiques suivront, mais vont continuer à cibler les vertébrés, dont les mammifères (Convention traitant de la chasse aux baleines en 1946) et les oiseaux (Convention de RAMSAR 1971, même si celle-ci a inclus plus tard des indicateurs insectes) (Collins 1987 ; Guilbot 1989 ; Kiss 1998).

La première liste d'espèces protégées incluant des invertébrés est stipulée dans la Convention de Washington ou CITES (Convention on International Trade of Endangered

Species) datant de 1973. Cet accord de coopération entre gouvernements, ratifiée aujourd'hui par 175 états, cherchait à enrayer le commerce illégal et la surexploitation de plantes et animaux qui seraient en déclin, ou potentiellement menacés, à cause de ces pratiques. Parmi les 30 000 espèces citées dans les annexes²², figurent deux espèces de Coléoptères saproxylophages (familles : *Scarabaeoidea* et *Lucanoidea*) et 70 espèces de Lépidoptères (familles : *Nymphalidae* et *Papilionidae*).

D'autres outils incitatifs méritent d'être soulignés et vont au-delà des espèces : la Convention pour la Diversité Biologique (CDB) datant de 1992 et son Plan Stratégique pour la Biodiversité (2011-2020)²³. La CDB, ratifiée par 192 états, va encadrer juridiquement l'exploitation, l'utilisation durable des ressources biologiques et le droit à la possession de la biodiversité ou sa connaissance dans un but de préservation et développement durable²⁴. En 2010, le Plan Stratégique pour la Biodiversité (2011-2020) présent dans le protocole de Nagoya et intégrant les objectifs d'Aichi²⁵, vient en appui pour la mise en œuvre de la CDB en tant que plan d'action « échelonné sur dix ans pour tous les pays et les parties prenantes engagés à préserver la biodiversité et accroître ses avantages pour les peuples »²⁶.

L'UICN, la CITES et la CDB vont façonner la pratique de la conservation dans les années 2000 et vont préfigurer la mise en place d'une Plate-forme Intergouvernementale sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (IPBES en anglais) (Charvolin & Ollivier 2017). Cette plateforme évalue la connaissance sur la Biodiversité et se doit de jouer un rôle d'interface entre le monde scientifique et politique afin d'apporter une expertise scientifique

²² La convention de Washington confère trois niveaux de protection : Annexe I : toutes les espèces menacées d'extinction ; le commerce de leurs spécimens n'est autorisé que dans des conditions exceptionnelles, Annexes II : toutes les espèces qui ne sont pas nécessairement menacées d'extinction mais dont le commerce des spécimens doit être réglementé pour éviter une exploitation incompatible avec leur survie et Annexe III : toutes les espèces protégées dans un pays qui a demandé aux autres Parties à la CITES leur assistance pour en contrôler le commerce. (Source : <https://cites.org/fra/disc/what.php> consulté le 23/02/2018)

²³ Source <https://www.cbd.int/sp/default.shtml> consultée le 23/02/2018

²⁴ Source <https://www.cbd.int/convention/text/> consultée le 24/02/2018

²⁵ Les buts stratégiques d'Aichi sont : **A** : Gérer les causes sous-jacentes de la perte de diversité biologique en intégrant la diversité biologique dans l'ensemble du gouvernement et de la société. **B**: Réduire les pressions directes exercées sur la diversité biologique et encourager son utilisation durable. **C** : Améliorer l'état de la diversité biologique en sauvegardant les écosystèmes, les espèces et la diversité génétique. **D** : Renforcer les avantages retirés pour tous de la diversité biologique et des services fournis par les écosystèmes. **E** : Renforcer la mise en œuvre, au moyen d'une planification participative, de la gestion des connaissances et du renforcement des capacités. Source : <https://www.cbd.int/sp/targets/> consulté le 25/02/2018.

²⁶ Source : <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-FR.pdf> consulté le 25/02/2018.

à propos de la diversité du vivant et des services écosystémiques²⁷ (Charvolin & Ollivier 2017).

De façon plus ou moins efficace, les outils mis en place à l'échelle internationale pour la conservation de la biodiversité (notamment des espèces) œuvrent pour la connaissance et la protection des insectes, (i) en menant des évaluations sur l'état de conservation des populations, (ii) en structurant les connaissances et en les synthétisant et (iii) orientant les politiques internationales de façon à influencer les politiques régionales et nationales.

Concernant les insectes, les mesures de protection internationales directes ne semblent que peu concrètes. En effet, en 2017, 0,7 % des espèces d'insectes ont fait l'objet d'une étude de leur état de conservation avec les critères de l'UICN (UICN 2018). Avec 1 million d'espèces décrites et de 5,5 millions estimées (Stork 2009 ; Stork *et al.* 2015), il semble illusoire de penser que plus aucune population ou espèce d'insectes, ou de n'importe quel autre groupe taxonomique, ne disparaisse d'ici 2020 comme le stipule l'objectif 12 des objectifs *Aichi* découlant de la CDB (Funk *et al.* 2017).

Enfin, dans la mesure où les orientations actuelles reposent sur les taxons évalués et les connaissances partielles dont nous disposons, nous pouvons suspecter une sous-estimation des taxons et des mesures à mettre en place (Clark & May 2002 ; Dunn 2005). Et malheureusement, si cette connaissance du déclin repose uniquement sur des groupes de scientifiques volontaires luttant malgré (i) des ressources financières réduites, (ii) un manque de spécialistes et (iii) des lacunes dans les connaissances pour de nombreux taxons, nous pouvons craindre un « décrochement ».

b) En Europe

D'un point de vue général, le droit environnemental européen, à proprement parler, a vu le jour autour des années 1980. En effet, les traités sur le développement, tel que le traité de Rome (1957), ne considéraient l'environnement que comme un support économique (Denis-Linton 1998). Une fois que l'environnement, a été pris en compte comme une entité à part entière, l'on assiste à un tournant politique et juridique : l'approche jusque-là anthropocentrée de la nature glisse vers une vision plus écocentrée, et c'est sans doute ce

²⁷ Source <https://www.ipbes.net/about> consultée le 25/02/2018.

glissement qui a permis, dans la même période, le lancement de grands outils de protection de la Biodiversité à l'échelle Européenne (Kiss 1998 ; Pinton 2007).

Quand nous parlons d'échelle européenne, nous prenons en compte deux niveaux de coopération distincts : le niveau « Conseil de l'Europe » (CE), dont 47 pays sont membres, et le niveau « Union Européenne » (UE), cette fois-ci regroupant 28 pays membres (figure 20).

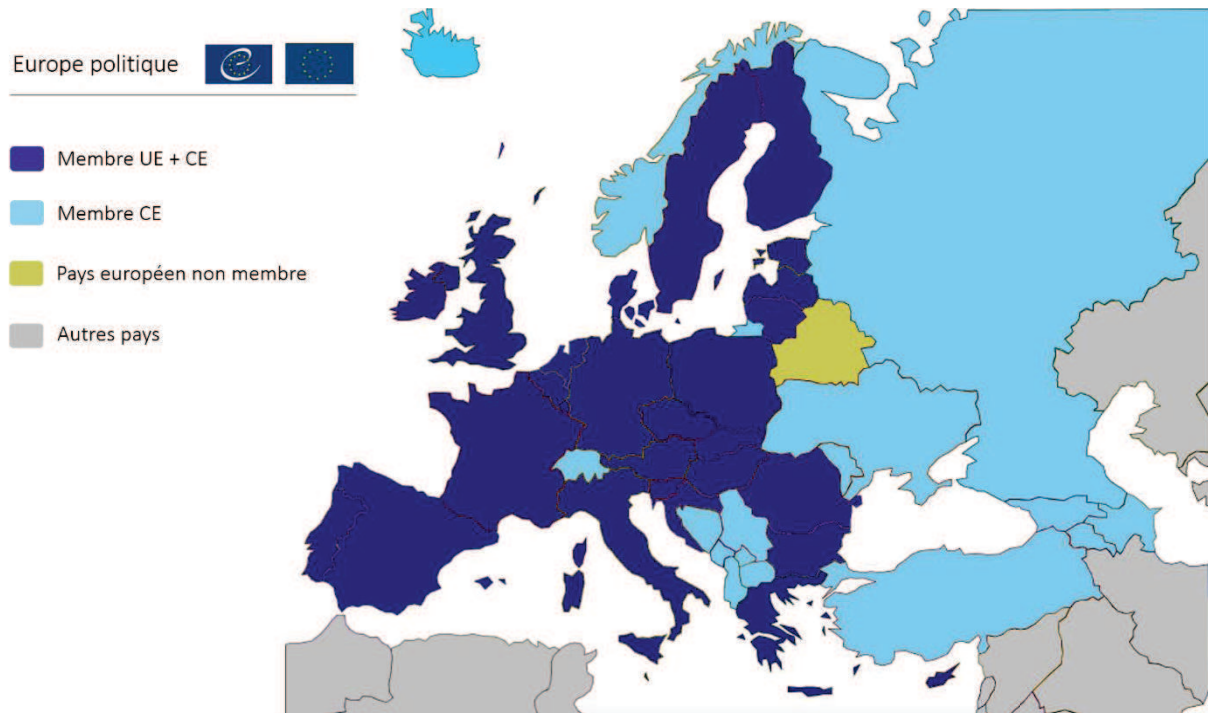


Figure 20 : Carte de l'Europe politique, UE : Union Européenne ; CE : conseil de l'Europe.

En 1975 le CE publie une première feuille de route sur la gestion intégrée du patrimoine faunistique européen. Visionnaire, ce document encourage à :

- 1) Mettre en place un système d'acquisition de données à large échelle et des examens périodiques de l'état des populations ;
- 2) La gestion commune du patrimoine naturel ;
- 3) La mise en place d'espaces protégés ;
- 4) Prolonger et adapter la CITES dans un cadre régional ;
- 5) Réguler ou interdire les produits toxiques, nocifs particulièrement aux invertébrés ;
- 6) Promouvoir l'information et l'éducation du « grand public » ;
- 7) Faire le pontage avec les autres institutions européennes (De Klemm 1975).

Ce guide à l'intention de tous les pays membres va préfigurer les outils mis en place par la suite à l'échelle du CE.

Le premier instrument juridique de grande ampleur et contraignant permettant la sauvegarde de la biodiversité sauvage est la Convention de Berne, ou Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, signée en 1979. Cet accord, passé entre les états membres du CE, a privilégié un regard sur les espèces menacées d'extinction et vulnérables du point de vue de la conservation. Pour les animaux, cette liste d'espèces à protéger est inscrite dans les annexes II et III²⁸ de la convention.

Petit bémol, au moment où cette convention est signée, aucun invertébré n'y figure. Il faudra attendre 1986 pour qu'un total de 129 espèces d'invertébrés (dont 46,5 % d'insectes en comptant les annexes II et III) rentrent dans le cadre d'une protection Européenne. Ces choix se sont basés sur des connaissances limitées sur l'état des populations dans un petit nombre de pays (Collins & Wells 1986 ; Haslett 2012). A l'époque aucune structure n'était en capacité de fournir des données ou des analyses à l'échelle des 47 pays du CE.

Bien qu'unique en son genre, cette protection privilégie une approche espèce-centrée et sous-estime l'importance des habitats et des interactions pour le maintien des populations (Helsdingen 1997). De surcroît, seule 0,12 % de l'entomofaune européenne présumée (niveau continental) a été protégée. Il est à noter que les spécialistes participant à l'élaboration de ces listes, ont eux-mêmes été méfiants vis-à-vis du véritable impact de la convention et se sont interrogés sur la représentativité de leur liste (Haslett 2012).

Pour donner suite à la Convention de Berne, les pays du CE et de l'UE se sont « engagés à stimuler au plan interne la protection de la nature, à prendre en compte l'impact des aménagements et du développement sur l'environnement, à promouvoir l'éducation et l'information sur la sauvegarde et à coordonner la recherche »²⁹. C'est ainsi que d'autres textes sont entrés en vigueur, dont la charte sur les invertébrés en 1986 (Pavan 1986), remise à jour en 2007 (Haslett 2007).

Cette charte s'est focalisée, dans sa première version, sur les raisons pour lesquelles une conservation des invertébrés était nécessaire, mobilisant des arguments utilitaristes (Pavan 1986 ; Haslett 2012). Dans sa deuxième version, la charte met l'accent sur l'éducation et la sensibilisation du « grand public » au rôle essentiel des insectes dans les écosystèmes et à la valeur intrinsèque de la vie (Haslett 2007 ; Haslett 2012). Même si cette charte représente un changement dans un milieu conservacionniste où l'on ne cible que « des plumes et des

²⁸ La dernière version de la convention ainsi que les annexes (I-IV) sont téléchargeables ici : <https://www.coe.int/fr/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/104>

²⁹ Source www.coe.int/bern-convention consulté le 21 mai 2018.

poils » (Haslett 2012), elle ne reste qu'une liste des propositions, et ne sera pas véritablement diffusée au sein des pays membres, aucune obligation réglementaire à l'échelle du CE n'étant exigée.

Au niveau de l'Union Européenne, les textes les plus importants en matière de droit de la protection de la nature sont les directives dites « Oiseaux » et « Habitat - Faune – Flore ». En ce qui concerne les insectes, la première pourrait les considérer, mais indirectement en tant que ressource pour les oiseaux. Pour la deuxième la prise en compte peut être directe (protection ciblée) ou indirecte (via l'établissement de zones naturelles à conserver). Nous nous attarderons donc sur la deuxième dite, Directive Habitat (DH).

Promulguée en 1992 et reposant sur les critères de la convention de Berne, la DH a été pensée comme un outil juridique fondé sur des bases scientifiques dans une optique de gestion et de conservation de la biodiversité avec une philosophie éco-centrée. Ainsi, l'originalité de cette directive était double : constituer un réseau connecté de milieux dits « d'intérêt communautaire »³⁰, tout en mettant dans la balance des aspects économiques, politiques et socio-culturels (Pinton 2007).

En effet, en utilisant comme notion pivot la « Biodiversité », la DH voulait donner une vision moins statique à la diversité du vivant et a voulu dépasser l'approche espèce-centrée ; cette vision s'inscrivait dans la lignée des accords internationaux pour la Biodiversité, dont la CDB. Pour cela, la DH encourageait la mise en place d'un réseau écologique cohérent de zones naturelles protégées appelé le réseau Natura 2000 (N2000). Ces sites pouvaient être choisis sur les critères de la Directive Oiseaux (zones de protection spéciale (ZPS)) ou de la DH (zones spéciales de conservation (ZSC)), pour assurer un maillage plus important.

Pour cela, l'UE dressa une liste des « habitats naturels ou semi-naturels d'intérêt communautaire » figurant dans l'annexe I de la DH. L'approche habitat est ainsi « circonscrite ». Dans la suite des annexes, la DH a toutefois établi une liste d'espèces dont la protection était plus ou moins élevée. Dans cette liste figurent 123 espèces d'insectes, soit 0,12% du nombre d'espèces connues en Europe (Jong *et al.* 2014). Au vu de la philosophie de la DH, ces espèces devraient être indicatrices de diversité ou de fonctionnalité, voire être

³⁰ Un site est dit "d'intérêt communautaire" lorsqu'il participe à la préservation d'un ou plusieurs habitats d'intérêt communautaire et d'une ou plusieurs espèces de faune et de flore d'intérêt communautaire (voir les paragraphes suivants pour une description de tels habitats et espèces), et/ou contribue de manière significative à maintenir une biodiversité élevée dans la région biogéographique considérée. Source : Interpretation Manual of European Union Habitats de la Commission Européenne pour l'Environnement (2007) consultable ici : http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf

des espèces parapluie. Les enjeux écologiques sont en théorie privilégiés par rapport à des enjeux stratégiques (figure 14, chapitre 1). Néanmoins, en regardant la liste de près, on observe qu'y figurent en majorité les espèces des annexes II et III de la Convention de Berne, convention qui a privilégié une approche espèce centrée, dont les critères de sélection étaient (i) la vulnérabilité et (ii) le caractère étendard ou charismatique (Collin & Wells 1986). Ceci pourrait donc sembler contradictoire et questionne l'intégration et la prise en compte de certains groupes taxonomiques.

D'un point de vue européen, les outils mis en place semblent particulièrement intéressants, notamment la DH qui intègre le côté dynamique de la diversité. Au Royaume-Uni, la DH a facilité la création d'aires naturelles protégées et la reconnaissance de l'importance de conserver des insectes (Hopkins & Thacker 2016). Cependant, nous pourrions craindre des biais de représentativité au sein des invertébrés (Helsdingen 1997).

La Convention de Berne et la DH ont opéré comme des leviers pour l'acquisition de connaissances et la protection de l'environnement à des échelles plus locales, comme peuvent en témoigner les nombreux projets ayant bénéficié des Life³¹ (L'Instrument Financier pour l'Environnement), dont l'objectif est de contribuer à la mise en œuvre, à l'actualisation et au développement des politiques communautaires (Lanord 2004).

c) En France

Le premier outil à veiller à la protection de la biodiversité, et qui inaugure la conservation de la nature « pour la nature » en France, est la loi du 10 juillet 1976. Avant cette loi, la Nature n'était qu'un support économique et n'avait pas de valeur pour elle-même (Fromageau 1998 ; Fromageau 2007). C'est d'ailleurs pour cela que l'on ne retrouve que deux insectes dans les réglementations précoces relatives à la Nature (le code rural) : l'abeille domestique (abeille à miel *Apis mellifera* Linnaeus 1758) et le Bombyx du mûrier (ver à soie *Bombyx mori* Linnaeus 1758) (Le Duc 1987). Cette loi va proposer une double approche : espèce-centrée, via des

³¹ Depuis 1992, les programmes Life sont des financements européens visant des projets en matière environnementale : i) Nature : finance des actions de conservation spécifiques dans le cadre de la mise en application des directives « Habitats » et « Oiseaux » ; ii) Environnement : finance des actions de démonstration, à caractère innovant, dans les domaines de l'aménagement du territoire (environnement urbain, qualité de l'air, réduction du bruit, etc.), de la gestion de l'eau et des déchets, de la réduction de l'impact des activités économiques et de la politique intégrée des produits.; iii) Pays-tiers : finance la mise en œuvre des politiques et programmes d'actions en matière d'environnement dans certains pays riverains de la Mer Méditerranée et de la Mer Baltique (Lanord 2004).

listes de protection, et habitat-centré, à travers la création de parcs naturels et autres zones d'intérêt patrimonial (Larrère & Larrère 2015). Cette loi sera nourrie par les conventions internationales et s'étoffera au fil du temps, mais son approche restera la même.

i. Réglementations relatives aux espèces

Après la signature de la loi relative à protection de la nature de 1976, une première liste d'espèces d'insectes va bénéficier d'une protection totale à partir de l'arrêté du 3 août 1979. Cependant, la non action des préfets vis-à-vis de la protection de ces espèces et surtout la non application des mesures d'interdiction d'utilisation de pesticides, prévues dans le décret seront dénoncées dès 1987 (Le Duc 1987). Aujourd'hui, cette liste d'espèces a été enrichie et figure dans l'« Arrêté du 23 avril 2007 fixant les listes des insectes protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection ». Cette liste comporte 64 espèces appartenant à quatre ordres bénéficiant d'une protection intégrale en tant que spécimens³² (figure 21). A noter que certaines espèces sont protégées sur l'ensemble du territoire, tandis que d'autres le sont seulement en Ile-de-France (arrêté du 22 juillet 1993 complétant la liste nationale) ; de même que le degré de protection peut varier d'une espèce à une autre (Morales Frénoy 2017).

En France la mise en protection d'une espèce suit un schéma bien particulier : en se basant sur des informations sur l'état de conservation des populations (dont notamment les listes rouges) il est possible avec l'avis du Conseil National de la Protection de la Nature (CNP), par arrêté ministériel, d'inscrire une espèce et la liste des mesures dont celle-ci bénéficie en droit français.

Mais l'établissement et l'acceptation des listes n'est pas une voie sans encombre (Larrère 2000 ; Chansigaud 2001 ; Fromageau 2007). La mise en place d'une loi de protection nationale généralisée de la nature (espèces et espaces) en 1976 n'est pas une démarche originale à l'échelle de l'Europe, mais sa mise en place en France va animer des débats importants entre communautés associatives, scientifiques et sphères politiques. Lors de sa mise en place, l'on s'interroge sur son applicabilité concernant le « grand public » (Larrère

³² Cette protection vise notamment le prélèvement, la commercialisation et la destruction d'individus des espèces citées (voir articles 2 et 3 de l'arrêté). Aucune mesure de protection de leur habitat n'est inscrite. Source : <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000465500> consultée le 31/05/2018.

2000). Au sein même de la communauté entomologique (amateurs, collectionneurs, marchands et professionnels), beaucoup se sont opposés à l'inscription d'insectes dans des textes de lois car elle empêcherait la pratique de l'entomologie. Seuls l'Office pour les insectes et leur environnement (Opie) et la Fédération Française des Sociétés de Protection de la Nature ont plaidé pour une inscription de la protection d'insectes dans cette loi (Le Duc 1987 ; Chansigaud 2001).

Une des limites de ces listes est qu'elles ne citent que moins de 1,5 % de l'entomofaune française. On peut soupçonner des lobbys de collectionneurs et du monde économique d'avoir obtenu le raccourcissement de la liste qui représente une bien maigre part de l'entomofaune par rapport aux oiseaux (60,7 % des espèces listées), aux reptiles (46,5 %) ou aux mammifères terrestres (25,5 %) présents dans le territoire³³. Jusqu'à présent, l'actualisation des listes est restée un vœu pieux, l'intégration de nouvelles espèces à la liste de protection étant marginale et assortie de degrés de protection variables au cas par cas (i.e. possibilité de dérogations, protection sur une période de l'année seulement, protection de l'individu mais pas de son habitat...) (Billet 2007). Nous pouvons donc considérer que la conservation souffre d'une vision fixiste (Maris 2016 ; Robert *et al.* 2017).

D'autres critiques peuvent être faites. Pour Letourneux (2006) cette loi est adaptée « aux espèces spectaculaires et aux menaces visibles, peu efficaces pour les autres, qui ne sont pourtant pas moins importantes » (p. 145-149). Quelque part, la loi ne va protéger que l'exception (64 espèces sur 40 000 recensées en France) ; le reste, l'ordinaire, semble dépourvu de moyens de défense juridiques. D'un autre côté, pour Larrère (2000) cette loi a été dès sa naissance « inadéquate » puisque, même si elle a souhaité donner une valeur intrinsèque aux espèces sauvages, elle a catégorisé ce qu'il fallait mettre sous cloche de ce que l'on pouvait détruire (ancienne notion juridique d'*espèce nuisible*³⁴), laissant les autres, en dehors de toute protection. C'est donc une critique des critères mobilisés pour réaliser le triage, voire l'approche du triage elle-même.

En 2016, 40 ans après la première loi relative à la protection de la Nature, le gouvernement a promulgué une nouvelle loi dite « pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages ». Cette loi se veut plus applicable et compréhensible pour les citoyens. De même,

³³ Arrêtés disponibles ici : <https://www.aspas-nature.org/actions-juridiques-de-l-aspas/textes-importants/listes-nationales-des-especes-protgees/>

³⁴ La notion de *nuisible*, initialement présente dans le code rural ; dans le code de l'environnement elle a été remplacée par « ... dégâts » suite à une révision des textes dans le cadre de la loi Biodiversité (Vous avez-dit sauvage ? Atelier animé par A. Micoud, juin 2018).

en soulignant le rôle de la biodiversité en tant que levier économique, la loi veut s'inscrire dans la lignée de la CDB (Laurans *et al.* 2016). C'est d'ailleurs dans cette loi que le protocole de Nagoya est ratifié. Un point intéressant de cette loi est l'inscription de l'« Interdiction de l'utilisation des pesticides contenant des néonicotinoïdes, à partir du 1er septembre 2018, pour lutter contre les pesticides nocifs pour les insectes pollinisateurs et la santé humaine »³⁵. Ces produits toxiques s'attaquant au système nerveux des insectes seraient à la source d'un déclin important de l'entomofaune (Goulson *et al.* 2015 ; Guégan *et al.* 2017). Cette action directe en faveur d'un groupe fonctionnel est un premier pas vers une protection qui se veut plus intégrative. Néanmoins ce point crucial a été source de débats et de polémiques, ce qui a obligé à repousser sa mise en application à 2018 (date à laquelle l'UE a interdit trois des principaux produits néonicotinoïdes), et à proposer des dérogations jusqu'en septembre 2020.

Mais d'autres listes doivent également être mentionnées. La multiplicité d'outils et d'initiatives pour la conservation de la biodiversité existant à l'échelle mondiale et européenne a stimulé, nourri ou complété des outils français. De la même façon que la France a participé à l'écriture de conventions et réglementations à visée internationale. Les différentes échelles sont ainsi interconnectées.

La Directive Habitat (DH) est un exemple d'outil de conservation Européen établi dans le droit communautaire transcrit en droit français. La Commission Européenne elle veille à ce que les états appliquent le droit communautaire sur leur territoire. Ainsi, en 1992 la France se voit exhortée à mettre en place un réseau écologique cohérent basé sur des connaissances scientifiques solides en écologie et géographie. De ce fait, l'état français lance à travers le ministère en charge de l'environnement et le Secrétariat Faune Flore du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), appelé plus tard Service du Patrimoine Naturel (SPN), la réalisation d'inventaires nationaux. La tâche va se relever non seulement gigantesque, mais également conflictuelle du point de vue juridique et de coordination des structures. La DH sera fortement critiquée, notamment par les acteurs du monde rural et des syndicats des filières de gestion des ressources naturelles, et sa mise en place sera laborieuse jusqu'en 1997 (Lanord 2004 ; Pinton 2007). Aujourd'hui cependant, la DH est un outil unique et pivot dans la protection de la Biodiversité (Fleury 2005 ; Maiorano *et al.* 2015).

³⁵ Loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, descriptif disponible sur le site web du Ministère en charge de l'environnement. Consulté le 07/06/2018 : <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/loi-reconquete-biodiversite-nature-et-des-paysages>

46 espèces d'insectes citées dans les annexes de la DH sont en France. Le paradoxe est que, dans tout milieu Natura 2000, des insectes peuvent être trouvés ; la question est : « est-ce que les insectes vulnérables du point de vue de la conservation sont bien protégés par ce maillage ? ». La façon dont l'approche habitat de la conservation est mise en place peut être théoriquement bénéfique à l'entomofaune du fait que les insectes occupent tous les écosystèmes. Or l'on ne protège que ce qui est déclaré en danger, ce qui est sur la liste. Donc mise à part les quelques espèces listées dont l'évaluation de l'état de conservation est « défavorable » (Puissauve 2017), le reste ne figure pas dans des objectifs directs de protection.

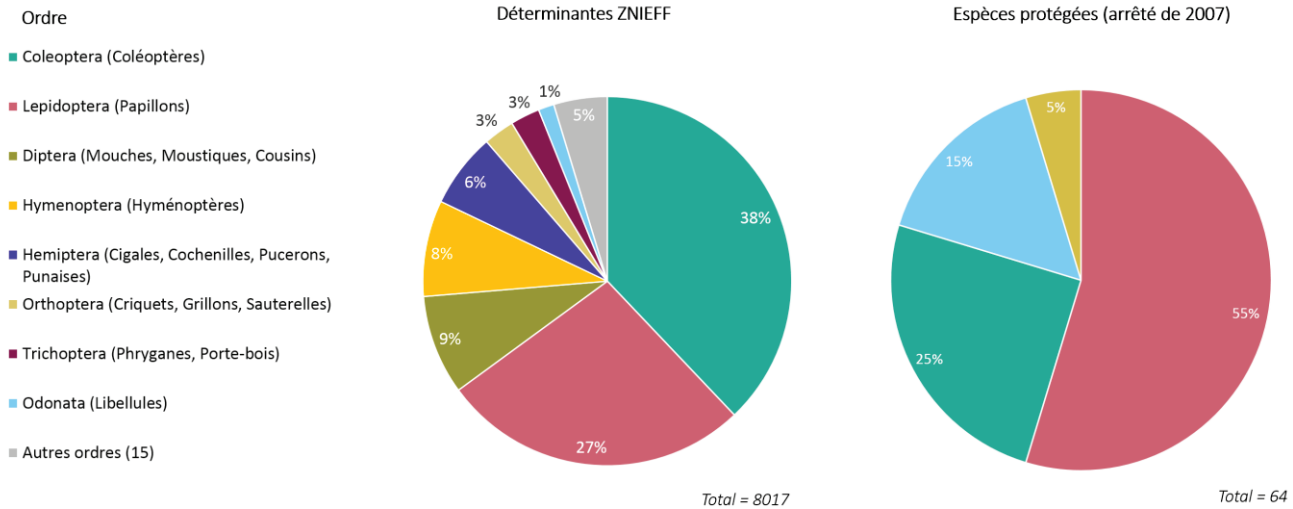
ii. Conservation des espèces et des espaces

Un instrument habitat-centrée, découlant de la Convention sur la Diversité Biologique et visant à renforcer le réseau Natura 2000 de la DH, est la « stratégie nationale de création d'aires protégées (SCAP) terrestres identifiant les lacunes du réseau actuel [qui] sera établie afin que 2 % au moins du territoire terrestre métropolitain soit placé dans les dix ans sous protection forte »³⁶. Cette stratégie combine les approches espèce et habitat et s'appuie sur des outils Européens, nationaux et régionaux (figure 22).

En effet, la SCAP s'appuie sur un outil lancé en 1982 et qui s'inscrivait dans la lignée de la loi sur la protection de la Nature de 1976: les Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF). L'article L411-5 du code de l'environnement stipule que les ZNIEFF sont des outils d'inventaire et d'acquisition de connaissances relatives à la Biodiversité tout en assurant sa protection d'un point de vue habitat (Morand-Deville 2015). En effet, si une espèce dite déterminante ZNIEFF est avérée dans un espace naturel, cet espace peut être

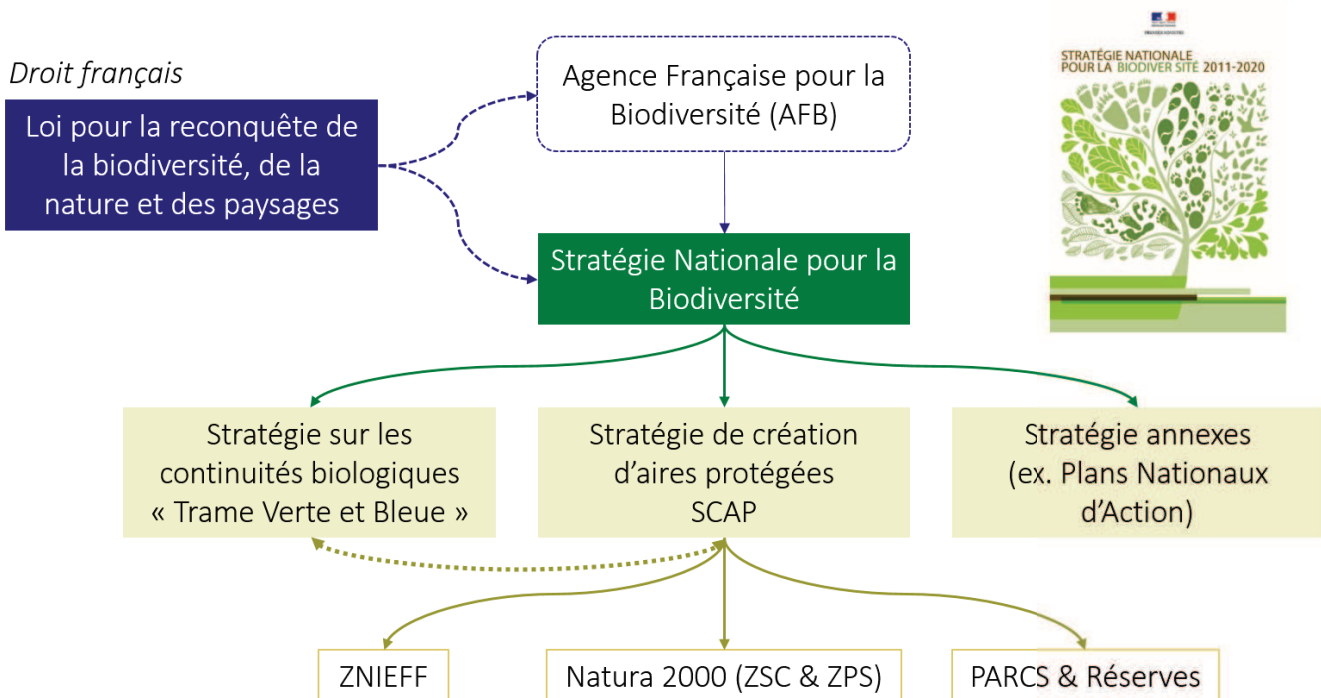
³⁶ Article 23 de la loi du 3 août 2009 pour la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, dont l'article 1 stipule que « La présente loi, avec la volonté et l'ambition de répondre au constat partagé et préoccupant d'une urgence écologique, fixe les objectifs et, à ce titre, définit le cadre d'action, organise la gouvernance à long terme et énonce les instruments de la politique mise en œuvre pour lutter contre le changement climatique et s'y adapter, préserver la biodiversité ainsi que les services qui y sont associés, contribuer à un environnement respectueux de la santé, préserver et mettre en valeur les paysages. Elle assure un nouveau modèle de développement durable qui respecte l'environnement et se combine avec une diminution des consommations en énergie, en eau et autres ressources naturelles. Elle assure une croissance durable sans compromettre les besoins des générations futures. ». Source <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000020949548&categorieLien=id> consultée le 28/05/2018.

classé comme ZNIEFF après validation par le Conseil Scientifique Régional du Patrimoine



Naturel (CSRPN).

Figure 21 : Pourcentage d'espèces par Ordre taxonomique présentes dans la liste des espèces déterminantes ZNIEFF et dans l'arrêté du 23 avril 2007 fixant les listes des insectes protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection.



Parmi ces espèces déterminantes ZNIEFF, nous retrouvons 8 017 insectes dont des groupes absents des autres listes nationales de protection tels que les Diptères, les Hyménoptères, les Hémiptères, les Trichoptères, entre autres (figure 21). Ce chiffre réunit toutes les espèces qui ont été choisies régionalement, à la suite d'une évaluation de leur lien fort à un écosystème particulier, leur autochtonie, leur patrimonialité et leur rareté, puis validées par le CSRPN (Bioret *et al.* 2009). Malgré des critiques à son égard (Couderchet & Amelot 2010), il s'agit d'un outil national piloté à échelle locale qui semble particulièrement pertinent, car alliant une approche espèce et habitat en se basant sur des critères écologiques et stratégiques (Tableau 3 chapitre 1).

iii. Outils pour la connaissance et la conservation

Figure 22: Organisation entre les différents instruments compris dans la Stratégie Nationale pour la création d'aires protégées SCAP, la Stratégie Nationale pour la Biodiversité et la loi Biodiversité promulguée en 2016 instaurant l'Agence Française pour la Biodiversité, pilote de tous les outils de protection du patrimoine naturel en France.

Parmi les outils qui contribuent à la connaissance et la conservation d'un groupe, nous pouvons citer les plans nationaux d'action³⁷ (PNA). Ces plans « sont des documents d'orientation non opposables visant à définir les actions nécessaires à la conservation et à la restauration des espèces les plus menacées afin de s'assurer de leur bon état de conservation. Ils répondent ainsi aux exigences des directives européennes dites « Oiseaux » (79/409/CEE du 2 avril 1979) et « Habitat, Faune, Flore » (92/43/CE du 21 mai 1992) qui engagent au maintien et/ou à la restauration des espèces d'intérêt communautaire dans un bon état de conservation »³⁸ (site web SPN-MNHN, consulté le 21 mai 2018). Mis en œuvre depuis 1998, les PNA s'insèrent dans la stratégie Nationale pour la Biodiversité, et font donc écho à l'article 6 de la CDB qui stipule leur mise en œuvre (Bioret *et al.* 2009). Trois PNA sur 48 (en cours ou finis) concernent des insectes. Ce qui est extrêmement intéressant c'est que certains de ces plans d'actions s'attaquent à des ensembles (PNA Maculeina), à des peuplements dans leurs milieux (PNA Odonates) ou encore à des ensembles fonctionnels

³⁷ Source : <https://inpn.mnhn.fr/programme/plans-nationaux-d-actions/presentation> et <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/plans-nationaux-d-actions-en-faveur-des-especes-menacees> consultés le 27 mai 2018.

³⁸ <https://inpn.mnhn.fr/programme/plans-nationaux-d-actions/presentation>

(PNA Pollinisateurs Sauvages), sortant ainsi de l'approche monospécifique (figure 23). Néanmoins, nous pouvons leur reprocher le fait qu'ils encouragent exclusivement la connaissance de groupes pour lesquels nous disposons déjà de connaissances. De fait, le nombre de groupes candidats et les actions possibles sont limités, malgré le fait qu'il puisse être un outil très efficace en termes de conservation, relativement aux moyens investis (exemple du PNA Odonates, Itrac-Bruneau *et al.* 2016).

Les PNA sont des outils dits de « bonne volonté ». Au même titre que les listes rouges nationales ou régionales, ils sont souvent élaborés par des associations de protection de la nature. En effet, la principale source de connaissances en France provient des associations naturalistes, dans lesquelles beaucoup d'amateurs et bénévoles s'investissent. Les principaux producteurs de connaissances sur les habitats et les espèces pour l'établissement du réseau N2000 et autres outils découlant de la DH ont été, et sont toujours, les associations naturalistes (Pinton 2007).

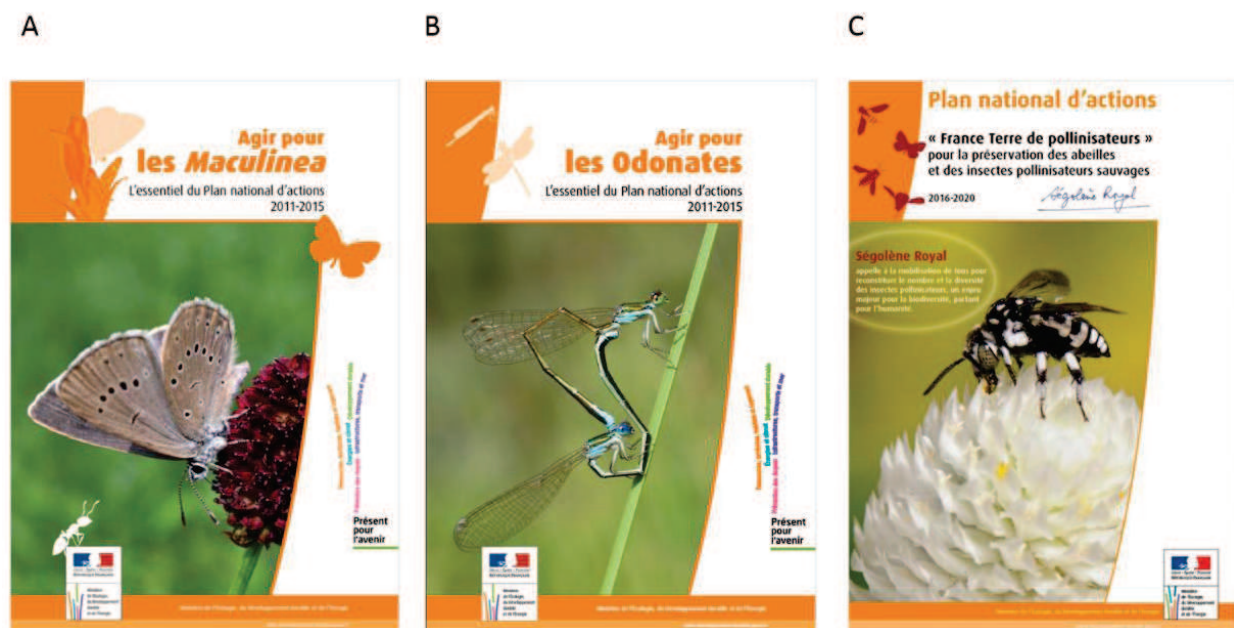


Figure 23 : Couvertures des différents guides produits pour les PNA insectes. A) PNA Maculinea (Lepidoptera Rhopalocera); B) PNA Odonates; C) PNA Pollinisateurs sauvages (Hymenoptera, Diptera). Ils ont tous été pilotés par une association de protection de l'environnement (Opie).

Enfin, une autre façon de protéger qu'il semble pertinent d'évoquer même si sa nature est différente des approches scientifique, économique et juridique, est la mise en place de programmes de sciences participatives et citoyennes. Les sciences participatives sont « des formes de production de connaissances scientifiques auxquelles des acteurs non-scientifiques-professionnels – qu'il s'agisse d'individus ou de groupes – participent de façon

active et délibérée » (Houllier 2016). Il s’agit de programmes collaboratifs entre différents acteurs : parmi eux des inventaires de nature, des protocoles de suivi et mesure de l’environnement, entre autres. Nous incluons les atlas de biodiversité dans la liste des programmes participatifs. Ainsi, nous avons répertorié plus de 20 programmes de sciences participatives ciblant des insectes à l’échelle métropolitaine (tableau 5).

Ces programmes de veille de la nature permettent de fournir une quantité considérable de données aux structures de veille du patrimoine. Ces données peuvent être analysées et servir comme base lors de l’évaluation de l’état de conservation de la biodiversité (Touroult *et al.* 2015). Leur *modus operandi* peut être différent selon les programmes (démarche avec un protocole strict, démarche avec un protocole souple, démarche sans protocole défini), mais ils sont sans aucun doute une source potentielle de connaissances et donc, à terme, de conservation.

Tableau 5 : Programmes de sciences participatives visant des insectes répertoriés à ce jour.

<p>Type Atlas (observations d’occurrence)</p>	<p>Enquêtes <i>Lucane cerf-volant</i>, <i>Rosalie des Alpes</i>, <i>Laineuse du prunelier</i>, <i>Phasmes</i> (Opie-Gretia-MNHN) Inventaire des Coccinelles (Grand Ouest) Atlas régionaux avec des portails insectes (Bretagne, Languedoc-Roussillon, Nord-pas-de Calais, ...); groupes ciblés majoritairement : Rhopalocères, Odonates, Orthoptères</p>
<p>Type Protocole (suivi d’un protocole particulier)</p>	<p>Spipoll - Suivi Photographique Insectes Pollinisateurs (Opie-MNHN) Insectes & Ciel Etoilé (Noé Conservation, MNHN, AFA) Observatoire des vers luisants et des lucioles (Estuaire, CNRS) Observatoire des Bourdons (Estuaire, MNHN) Opération Papillons (Noé conservation, MNHN) Observatoire des Coléoptères (FCPN, MNHN) Suivi des orthoptères nocturnes (MNHN) Suivi Temporel des Rhopalocères de France (STERF) Suivi Temporel des Libellules (STELI) (SFO, Opie, MNHN) Propage - Protocole de suivi des papillons de jour pour les gestionnaires d’espaces (MNHN) AGIIR - Alerter – Gérer les Insectes Invasifs et/ou Ravageurs (INRA) Nos jardins à la loupe (CPIEs de la Région Franche-Comté)</p>

Ces programmes permettent d’inclure le citoyen dans la verticalité de la protection de la nature. Cependant, une grande problématique inhérente à ces connaissances est leur hétérogénéité et leur qualité inégale qui implique une gestion particulière des données et des limites en termes d’analyse. En effet, ces données peuvent être sujettes à des biais liés

à la détectabilité (de l'espèce en relation avec l'expérience de l'observateur) et à la fiabilité (notamment à l'heure de l'identification). Par ailleurs, il se peut que certains groupes taxonomiques « trop compliqués » ne puissent pas engager le non-spécialiste. La question se pose de savoir si ce sont des leviers d'engagement (et donc de sensibilisation) ou de véritables sources de connaissances.

d) Diversité et Pertinence

Les différents outils cités dans les sous-parties précédentes relèvent de modes opératoires et d'échelles d'application différents. Le « Millefeuille » juridique s'associe et se nourrit des outils de « bonne volonté » (Fromageau 1998; Lanord 2004). Ainsi, tout est interconnecté (figure 24).

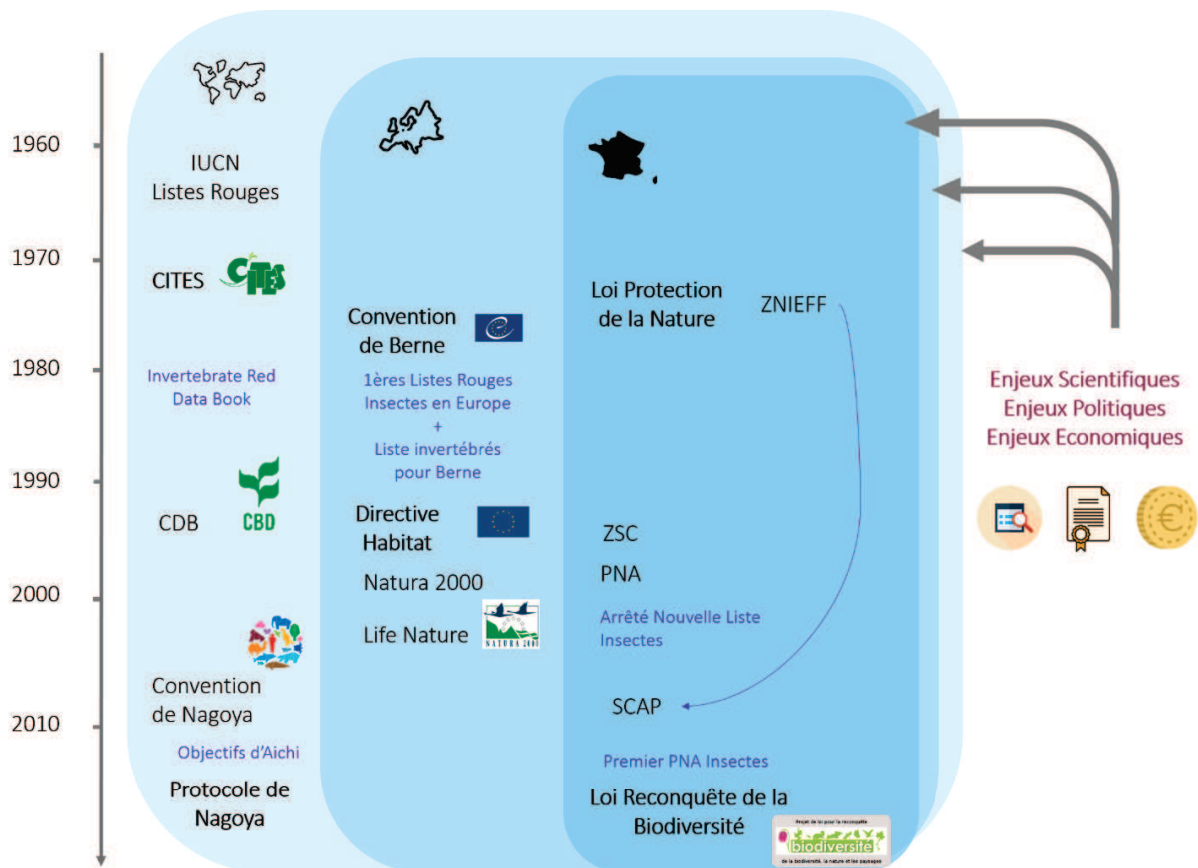


Figure 24 : Synthèse des outils de protection et conservation incluant de façon explicite les insectes. En en gras les outils contraignants. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Vis-à-vis de notre taxon d'étude, la question porte sur l'existence d'outils (et d'échelles) réellement pertinents pour la conservation. Pour ce qui est de la France, nous pouvons estimer que les outils Européens et la signature de la CDB ont été d'une importance capitale et marquent un changement de regard vis-à-vis de la protection de la Nature. La DH, les Life,

et les PNA sont les outils posés par des cadres internationaux qui permettent au quotidien de faire face à la perte de la Biodiversité à l'échelle nationale. Nous pouvons néanmoins regretter le fait que les outils de protection visant les insectes, dont les listes d'espèces, semblent ne pas prendre du tout en compte la diversité du groupe ou de ses fonctions intrinsèques. En France seul le PNA Pollinisateurs sauvages donne un statut de « rôle fonctionnel irremplaçable » à un groupe d'invertébrés et à ce titre promeut son étude et conservation.

L'entomofaune défie la portée, et donc la pertinence, des outils existants. En quoi le 1,5% des insectes protégés en France est-il représentatif ou parapluie du 98,5% restant ? Serait-il envisageable ou même pertinent de protéger les 40 000 espèces d'insectes recensées en France ? Sommes-nous sûrs que protéger formellement tous les insectes peut éviter réellement leur déclin ?

Le cas Espagnol est assez frappant : contrairement à la France, toute espèce animale est protégée par les textes de loi (Viejo & Cumplido 1995). Pourtant, plusieurs études espagnoles dénoncent un déclin accru des invertébrés sur le sol ibérique (Lobo 2001 ; Ferreras-Romero *et al.* 2007 ; Pérez-Gordillo 2008 ; Tellería 2013 ; Gómez & Bourgès 2017). Il pourrait s'expliquer par le fait que ce n'est pas une destruction ciblée des taxons (comme le prélèvement) qui est à l'origine du déclin, mais plutôt des pratiques qui affectent indirectement les populations. Parmi ces pratiques, la destruction des habitats est la première cause de déclin des populations d'insectes à l'origine de changements importants des communautés (Samways 2007 ; Harrison *et al.* 2017). Mais l'utilisation massive de produits biocides, même s'il est difficile à quantifier, doit y participer également.

La pollution diffuse est un point sur lequel seules les réglementations vont pouvoir imposer une diminution, ou une interdiction. Mais à court et à moyen la protection des habitats semble un objectif pertinent et atteignable. Samways (2015) et d'autres spécialistes de la conservation des insectes (Hughes *et al.* 2000 ; Dennis *et al.* 2007 ; Stewart & New 2007 ; Leather *et al.* 2008) défendent plutôt une approche habitat centré. La SCAP, avec des zones N2000 et des ZNIEFF, et la politique de création de couloirs de connexion entre habitats (politique dite de la Trame Verte et Bleue) vont dans ce sens à l'échelle nationale. Mais encore faut-il que l'on délimite ses zones par rapport à leur rôle dans le maintien des populations des différents taxa, autrement comment prétendre à une conservation habitat centré des insectes ?

Il faudrait dans ce cas-là vérifier la pertinence des indicateurs choisis. Or les dernières études à ce propos montrent que les insectes vulnérables ciblés par les études, tout comme certains vertébrés (Maiorano *et al.* 2015 ; Kukkala *et al.* 2016), ne seraient pas couverts par ces réseaux (Samways *et al.* 2009 ; D’Amen *et al.* 2013 ; Trochet & Schmeller 2013). Cardoso (2012) appelle même à revoir entièrement la liste d’invertébrés de la DH tandis que Hochkirch *et al.* (2013) incitent à adopter une nouvelle vision de Natura 2000. L’idée étant de dénoncer les lacunes d’un système en défendant le principe d’une conservation habitat-centrée pour les insectes.

Néanmoins, à moyen-long terme l’approche habitat ne suffira pas. D’ailleurs, le travail de Hallmann *et al.* (2017) a « secoué » le « grand public » car il démontrait un déclin de 75 % des insectes volants en 27 ans dans des espaces naturels protégés. Les causes sont diffuses : homogénéisation de la matrice paysagère, changement climatique, pollution. Il faudrait que les ambitions en matière de conservation de l’entomofaune soient plus grandes, de façon à préserver la complexité inhérente aux systèmes écologiques.

3. Des outils biaisés, des perspectives d’amélioration en vue

L’analyse réalisée sur le développement de l’entomologie et de la conservation des insectes, en première section de ce chapitre, ne fait que surligner la connaissance, encore en cours de structuration et morcelée, des insectes. Or, comme les outils juridiques de conservation sont tributaires des connaissances scientifiques, ces outils sont eux même morcelés, incomplets, voire biaisés.

Déjà, parmi les outils cités dans la deuxième section de ce chapitre, nous pouvons faire le constat de disparités, en termes d’exigence d’application, de faisabilité et de taxons ciblés. Puis, en regardant de près l’évolution de la connaissance entomologique, nous pouvons aussi imaginer un retard des connaissances sur l’écologie et la dynamique des populations d’hexapodes, qui s’ajoute à une connaissance imparfaite du nombre de formes vivant sur notre planète (Chansigaud 2001 ; Mora *et al.* 2011 ; Bland *et al.* 2015).

Clark et May (2002) soulignent la problématique engendrée par cette disparité dans la connaissance et s’interrogent sur le « comment peut-on sauver toutes les pièces du puzzle³⁹

³⁹ Référence à Aldo Leopold « keep every wheel and cog », p 190 dans son ouvrage *A Sand County Almanac, and Sketches Here and There* (Oxford Univ. Press, New York, 1949)

sans rien savoir de la grande majorité de ces pièces ? ». Or, dans cette situation d'urgence, la conservation fait des choix avec les moyens du bord. Nous nous devons, cependant, de connaître les biais et les limites des outils mis en place de façon à mettre un cap sur une meilleure prise en compte de la biodiversité, une meilleure conservation.

Nous proposons donc une analyse des outils de protection ou de conservation ciblant directement des insectes afin d'étudier les acquis scientifiques qui les fondent et les choix socio-économiques pouvant avoir eu une influence. Puis, dans un esprit d'amélioration, nous proposons de trouver des pistes pour améliorer la conservation de l'entomofaune, améliorer le « comment protéger », en partant de l'outil « liste » déjà existant (Fig. 5 de l'étude 3).

Nous avons donc travaillé sur les outils contraignants Européens (Annexes de la convention de Berne et de la DH) qui protègent des insectes et avons comparé un certain nombre de caractéristiques entre les espèces protégées et un tirage aléatoire d'espèces Européennes. Constatant des biais dans la stratégie européenne concernant la conservation des insectes, nous proposons un cadre d'amélioration de cette stratégie et discutons de la façon dont elle pourrait aller vers une vision holistique du vivant (fig. 6 étude 3). Ce travail, présenté ci-dessous, a été publié dans la revue *Biological Conservation* en 2017 (Vol. 215, p. 213-224).

Etude 3 : Biais dans les listes de protection à l'échelle Européenne

Biais et perspectives dans la conservation des insectes en Europe

Camila LEANDRO¹, Pierre JAY-ROBERT¹ & Alan VERGNES¹

1. CEFE, Univ. Paul Valéry Montpellier 3, Univ. Montpellier, EPHE, CNRS, IRD, Montpellier, France

ARTICLE PUBLIÉ DANS LA REVUE *BIOLOGICAL CONSERVATION*

Résumé

Depuis plusieurs décennies, l'Europe se veut à la pointe des préoccupations environnementales, notamment en termes de lutte contre l'érosion de la biodiversité. A ce titre, la Convention de Berne dans les années 1970 puis la Directive Habitat Faune Flore dans les années 1990 constituent le socle de la politique européenne de protection de la biodiversité. Pour espérer pouvoir être efficace, ce réseau de sites protégés doit d'abord être représentatif de la biodiversité dont il est censé assurer la protection. Est-ce réellement le cas ?

En se focalisant sur les insectes, les « petites choses » qui gouvernent le monde, nous avons mis en évidence des résultats surprenants. Parmi les 105 026 espèces d'insectes recensées en Europe, seules 123 bénéficient d'une protection à l'échelle européenne, soit seulement une sur mille ! Compte tenu du rôle que jouent les insectes dans les écosystèmes, ce « biais taxonomique » est assorti d'un fort « biais écologique ». Un « biais morphologique » a également été mis en évidence puisque les espèces protégées sont plus grosses, plus colorées, ont souvent des motifs et une surface plus lisse que les espèces non protégées. En un mot elles sont plus « belles ».

Devant ce constat sans appel, notre étude propose des axes de réflexions pour faire évoluer la protection des insectes en Europe. Quatre aspects nous paraissent essentiels : en premier lieu rendre sensibles les citoyens européens à l'importance de protéger les insectes ; en second lieu rendre la législation plus dynamique ; face à l'ampleur de la tâche, il est également nécessaire de soutenir la recherche pour améliorer nos connaissances et faciliter le partage d'information à l'échelle européenne. Mais l'évolution la plus importante consiste à compléter l'approche espèce-centrée par une vision écosystémique du vivant.

Bias and perspectives in insect conservation: a European scale analysis

Camila LEANDRO, Pierre JAY-ROBERT & Alan VERGNES

Summary

Insects are among the most diverse and abundant organisms on Earth, and they play a major role in ecosystem functioning. To protect them from decline, some conservation measures have been put in place, based primarily on threatened species lists. This is the case in Europe, where 123 of the 105,000 known European insect species are currently protected. Yet how were these few species selected? Are those species representative of the European entomofauna? Is it possible for a conservation policy based on the protection of only 0.12% of described species to be effective?

In this study, we aimed to measure bias in the selection of species for conservation by comparing protected and unprotected species in Europe. To this end, we considered 15 characteristics divided into five main categories: 'Taxonomy', 'Morphology', 'Diet', 'Knowledge' and 'Distribution'. We investigated bias in species selection and found that protected species were significantly larger, better known, more widespread and more multicoloured than a randomly selected set of unprotected species. Moreover, butterflies, dragonflies and grasshoppers were overrepresented, as were nectarivorous and saproxylophagous species. In contrast, Hymenoptera and Diptera, together representing more than 40% of European entomofauna, do not appear on the current list of protected species.

To address this bias, we propose recommendations to improve the protection of insects at the European scale, including making lists more 'dynamic', introducing new criteria, and a paradigm shift towards conserving assemblages and ecological function. Existing technical and societal means could be used to achieve an integrative conservation approach for insects.

Keywords: environmental policy; perception of insects; Bern Convention; Natura 2000; assemblage-based conservation; function-based conservation; awareness rising

1. Introduction

Insects (Insecta Class) represent the organisms with the highest abundance, biomass and diversity in the animal kingdom (Pyle et al. 1981; Wilson 1987; Kim 1993). They occupy almost every type of terrestrial and aquatic habitat and provide numerous ecosystem services (Wilson 1987; Huis 2014). Losey & Vaughan (2006) estimated that the value of ecological services related to insects (e.g. dung burial, pest control, pollination and wildlife dietary needs) was at least US\$57 billion annually in the United States. However, insects are no exception to the

extinction crisis affecting biodiversity across the globe; indeed, their level of threat may be underestimated (Shaw & Hochberg 2001; Dunn 2005; Fonseca 2009; Clausnitzer et al. 2009; Pimm et al. 2014; Vogel 2017). Habitat fragmentation and destruction, biological invasion, pollution, climate change and the synergetic effects of these are major threats to insects (Samways 1994; Samways 2007a; Huis 2014). Despite calls for action (Lewis et al. 2007; Leather et al. 2008). Yet, insects, and more generally invertebrates, are often neglected in conservation strategies, which typically focus on

vertebrates (Schuldt & Assmann 2010; Small 2012; Donaldson et al. 2016).

While insect conservation has been demonstrated to be necessary (Leather et al. 2008), it is a difficult task for several reasons: (1) their tremendous diversity, with some 1 million species described worldwide (Resh & Cardé 2009) and 105,016 species described in Europe alone (Jong et al. 2014), (2) the taxonomic impediment (gaps in taxonomic knowledge), (3) the difficulty of monitoring cryptic organisms, (4) the lack of biological knowledge about the majority of insect species, and, last but by no means least, (5) the limited value that society puts on insects (Lewis et al. 2007).

Historically, the first insect conservation measure in Europe was the protection of the charismatic Apollo butterfly *Parnassius apollo* (Linnaeus, 1758) by the state of Bavaria in 1835 (Samways 1994). Since 1963, the International Union for Conservation of Nature (IUCN) has encouraged European countries to make both Red Lists for specific geographical areas and joint Red Lists, including for insects (Warren et al. 2007). In the late 1970s, these Red Lists were the basis for the first legislation throughout Europe: the Council of Europe's (CE) 1979 Bern Convention. However, the original Bern Convention did not include any invertebrates – the first of these were added in 1987 by a group of experts working for the CE (Haslett 2012). The inclusion of insects was not self-evident, as Haslett, one of these experts, states: 'In those early years, for me and for many other entomologists, the [Bern] Convention appeared to be of only marginal interest, as no specific provision was made for protecting any species of invertebrates' (Haslett 2012). Later, specialists decided to revise the Bern Convention list in order to add more invertebrate species. However, during the process, a new political framework was launched: the European Union's (EU) Habitats Directive, which was enacted in 1992. Thus, the unrevised Bern list served as the basis for the Habitats Directive, despite the fact that it did not

cover the same geographical range and was not drawn up in line with the objectives of the new strategy (Helsdingen 1997; Haslett 2012).

Since the publication the Bern Convention and the Habitats Directive, neither list of protected species has been updated. Only 123 insect species (of the 105,016 recorded in Europe; i.e. 0.12%) are currently protected. This raises certain questions: How were these species selected? What criteria parameters were used to determine the 'feasibility' or 'desirability' of protecting a species (Helsdingen 1997)? Are the selected species representative of entomofauna diversity in Europe? Does protecting these species permit the conservation of entomofauna as a whole? Indeed, previous studies have expressed concern about potential bias regarding the protection of insects at the European scale (Cardoso 2012), as well as the effectiveness of European strategies for insect conservation (Schuldt & Assmann 2010; Trochet & Schmeller 2013). For decades, efforts have been made to put insects onto the agenda of conservation goals at a European level, but this has not yet achieved satisfactory results, according to Helsdingen (1997) and Haslett (2012).

To address these questions, we aimed to quantify any biases related to the selection of the 123 protected insect species listed in the Bern Convention and the Habitats Directive and to investigate if these species are representative of European entomofauna. As our findings indeed revealed bias in the current legislation, we then developed recommendations to overcome this in order to enhance the conservation of European entomofauna.

2. Material and Methods

2.1 Protected vs unprotected insect species

The list of protected insects in Europe came from the Bern Convention and the Habitats Directive (n = 123). To establish a list of unprotected

insect species as a null model for our analysis, we randomly selected 123 unprotected species from the Fauna Europaea (FE) database (www.fauna-eu.org; Jong et al. 2014; data downloaded on June 2016). The random selection was computed using the sample function in R software, version 3.1.1 (R Core team 2016).

2.2 Species characteristics

To quantify eventual biases related to the selection of the 123 protected insect species, we selected a set of 15 characteristics (Table 1). Characteristics were retrieved from a literature revision on studies dealing with bias in conservation strategies, ranging from protection tools (lists for instance) to education and communication programs (Table 1).

Order and family of belonging of each species were documented using FE (www.fauna-eu.org).

Morphological features (length, colours, presence of patterns, texture, shiny and presence of an appendage; see Fig. A1 for measurement method) and the ecological descriptions (diet) were based on literature, specialists information and online information (see online material Table A1 for references). To complete, some morphological descriptions were made on specimens in the entomological collection of the French National Museum of Natural History (online material Table A1).

Scientific knowledge was documented using Web of Science citation indexing database (Thomson Reuters 2012) while Wikipedia was used as the reference for knowledge available for the general public. The IUCN status for each species were reported from the RedList website <http://www.iucnredlist.org/initiatives/europe>.

Presence of each species on European countries was informed using FE. Species were characterized by their adult form.

Finally, five categories were defined to group species characteristics in order to illustrate the bias trends in the protection lists: Taxonomy (order and family), Morphology (morphological features), Diet, Knowledge (about the species) and Distribution at European scale (Table 1).

2.3 Statistical analysis

The quantification of bias in the selection of protected species was computed using a univariate approach with a Wilcoxon signed-rank test (quantitative variables) or a Chi-squared test (qualitative variables) (Table 1). When the categories between species lists were significantly different, we performed a Chi-squared test between modalities. All the tests were carried out with R software (R Core team 2016).

3. Results and discussion

In our comparison of protected species with a set of randomly selected unprotected species, we identified bias in 13 of the 15 studied characteristics (Tab. 1).

3.1 Taxonomic bias

As found by Cardoso (2012), we identified a strong taxonomic bias in the protected species lists, which include the overrepresentation of three orders: Odonata, Orthoptera and Lepidoptera (Fig. 1). These orders are known to be well surveyed (Heath 1981; Samways 1993; Sahlén et al. 2004). Lepidoptera, particularly diurnal species, was for instance the only order benefiting from a full report by CE specialists before the addition of invertebrates to the Bern Convention (Heath 1981).

In contrast, of the 25 Insecta orders present in Europe, only seven (28%) are on the protected species list; moreover, several of the largest orders are absent. This is the case for Hymenoptera and Diptera, which represent respectively 23% and 18% of European insect

Tab. 1 : The 15 characteristics, divided into five categories, used to describe species (including references to previous studies using similar characteristics). NA= species for which information was not available. The p-value shows the significance of the difference between protected and unprotected species. a Body length was measured differently depending on order: wingspan for Lepidoptera, Odonata and Ephemeroptera; from the top of the head to the end of the abdomen (including, if present, the appendage) for the others (Appendix A). b From the Web of Science database (Thomson Reuters 2012), consulted between August and October 2016. c The IUCN status was simplified to broadly indicate if a species had been evaluated and if so if it was threatened or not. The Red List categories 'Unknown', 'Not Evaluated' and 'Data Deficient' were grouped together as Not Evaluated (NE), 'Less Concern' and 'Near Threatened' were grouped together as Evaluated, Not Threatened (ENT), and 'Vulnerable', 'Endangered' and 'Critically Endangered' were grouped together as Evaluated, Threatened (ET). None of the species was extinct, so this Red List category was not included.

Categories	References	Characteristics	Nature	Modalities	Number of NA	p-value
Taxonomy	Bossart & Carlton 2002; Stewart & New 2007; Cardoso 2012	Order	Qualitative (text)	12	0	<0.001
		Family (all)	Qualitative (text)	109	0	<0.001
Morphology	Kellert 1993; Hook 1997; Stokes 2007; Cardoso 2012; Wagler & Wagler 2012; Breuer et al. 2015	Length ^a	Quantitative (cm)	Discrete	5	<0.001
		Dominant colour	Qualitative (text)	10	7	<0.001
		Pattern/Contrast	Qualitative (yes; no)	2	9	<0.001
		Roughness	Qualitative (yes; no)	2	9	0.004
		Shiny	Qualitative (yes; no)	2	9	0.198
		Appendage	Qualitative (yes; no)	2	11	0.546
Diet	Clucas et al. 2008	Diet	Qualitative (text)	8	9	<0.001
Knowledge	Frick et al. 2004; Berkes & Turner 2006; Cardoso 2012	Scientific literature:				
		- Before 1992 ^b	Quantitative (number)	Discrete	0	<0.001
		- After 1992 ^b	Quantitative (number)	Discrete	0	<0.001
		Wikipedia page	Qualitative (yes; no)	2	0	0.017
		Vernacular name	Qualitative (yes; no)	2	0	<0.001
IUCN status ^c	Qualitative (text)	3	0	<0.001		
Distribution	Cardoso 2012	Number of European countries where the species is present	Quantitative (number)	Discrete	0	<0.001

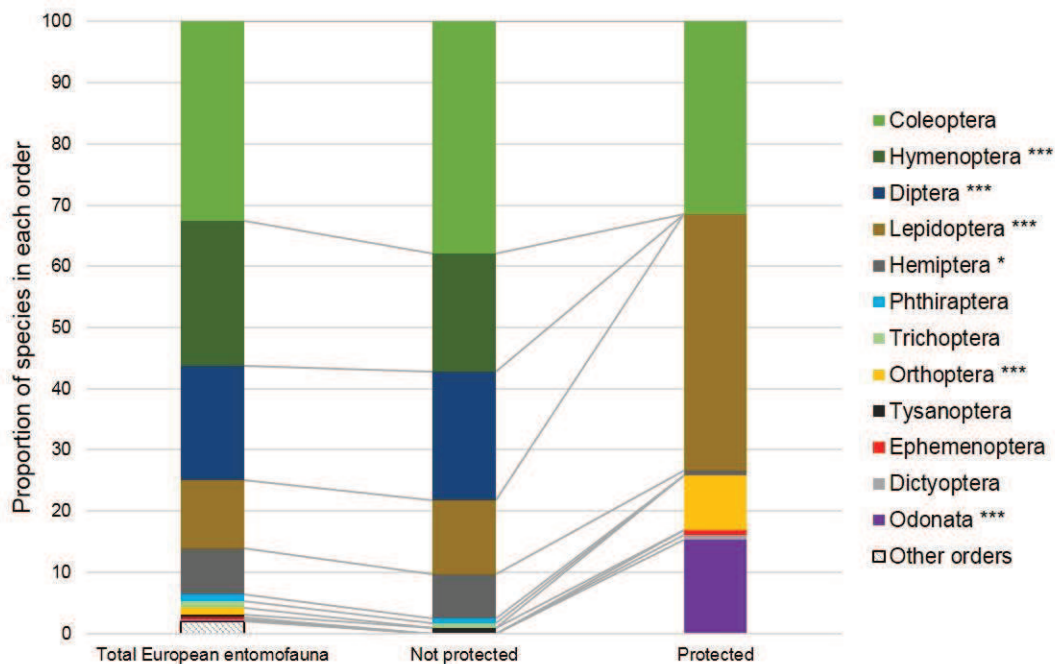


Fig. 1 : The differences between the taxonomic characteristics of total European entomofauna (data from Fauna Europaea), unprotected species (123 randomly selected species) and protected species (123 species) by order. Asterisks indicate orders with a significantly different proportion between unprotected and protected species (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

species (Fig. 1). This absence is even more surprising given that CE experts stressed the crucial importance of functional groups such as pollinators since the outset of the listing process of protected species (Collins and Wells 1986; Pavan 1986). For example, in the report ‘Insects and other invertebrates as candidates for the Bern Convention’ (hereafter, the Bern insect report) (Collins and Wells 1986), there is a section about vulnerable Hymenoptera species that argues that *Formica rufa* (Linnaeus, 1761) and other ants should be protected.

Of the two orders present in both sets (protected and unprotected species), Coleoptera and Lepidoptera, we went further and investigated if there was bias in the families represented on the protected list. For both orders, the proportion of families was significantly different (p -value < 0.01). In Coleoptera, Staphylinidae were underrepresented on the protected list, while Curculionidae and eight other families were completely absent; in contrast, Cerambycidae were overrepresented (1:7 ratio). In Lepidoptera, we found a clear overrepresentation on the protected list of charismatic diurnal species such

as Nymphalidae, Lycaenidae and Papilionidae families (p -value < 0.01).

Our results clearly showed that the list does not represent the taxonomic diversity of European insects.

3.2 Morphological bias

Of the six morphological characteristics we analysed (see Table 1), four (body length, dominant colour, roughness, and the presence of patterns and/or contrasting colours) were significantly different between protected and unprotected species. First, protected species were four times bigger than the average insect size (Fig. 2A). Of these were *Palingenia longicauda* (Olivier, 1791) ‘the largest mayfly in Europe’ (Velde & Vaate 2008), *Cerambyx cerdo* (Linnaeus, 1758) ‘among the largest of the European beetle species’ (Luce 1997), and *Saga pedo* (Pallas, 1771) ‘considered one of the largest insects of Europe’ (Lupu 2007). Obviously, these unusual species meet the criterion ‘reasonably easy to identify’ put forward in the Bern insect report (Collins & Wells 1986).

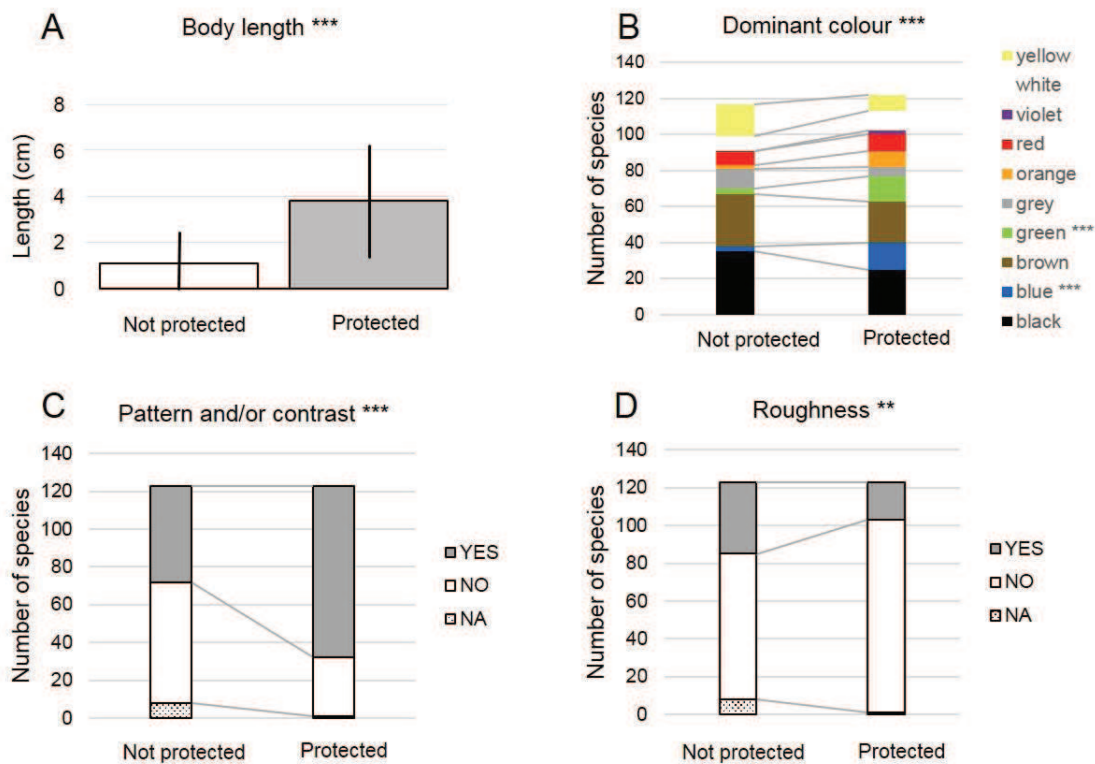


Fig 2 : The differences between the morphological characteristics of unprotected species (123 randomly selected species) and protected species (123 species) that were significantly different (no difference for shiny and appendage). NA: information not available; Asterisks indicate orders with a significantly different proportion between unprotected and protected species (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

In terms of colouration, in protected species, blue, green or orange were more frequently the dominant colour, whereas the majority of unprotected species were black or brown (Fig. 2B). Most of the protected species had patterns and/or contrasting colours (74%) and were smooth as opposed to rough (83%) (Fig. 2C–D).

Body length, colour and contrast can make insects more perceptible. Additionally, these features can be related to human aesthetic appreciation (Hook 1997; Knight 2008; Breuer et al. 2015). The Bern insect report specified that protected species should ‘preferably be familiar to members of the general public: the listing of obscure and cryptic insects will only serve to alienate the cause of insect conservation from the people of Europe.’ Yet the report does not specify how ‘familiar’ and ‘non-obscure’ species should be selected.

People’s views of animals are known to be highly subjective (Batt 2009), usually favouring the conservation of large, colourful, easy-to-detect bird and mammal species or of flying insects such as butterflies (Leane & Nicol 2011). In

invertebrates, aesthetic value has been shown to give leverage for research and conservation (Stokes 2007; Knight 2008; Small 2012; Wagler & Wagler 2012; Breuer et al. 2015; Fleming & Bateman 2016). Aesthetic value can also be a factor of vulnerability in terms of insect collection and trade (Heath 1981; Collins & Wells 1986; New 2005; Tournant et al. 2012). This commercial threat may partly explain the special focus of the Bern Convention on attractive species; yet collection does not seem to be a major menace, even for attractive species such as butterflies (Swaay & Warren 2006; Schlegel & Rupf 2010).

3.3 Knowledge bias

In terms of knowledge about species (see Table 1 for criteria characteristics used), indisputably, the protected species were better known than the unprotected species. Of the protected species, 65% had a common name (vs only 13% for unprotected species), and more than 80% had a Wikipedia page (Figures 3A–B). Judging from these two proxies, protected species can

be assumed to be more ‘familiar to members of the general public’.

Concerning scientific knowledge about the species, two patterns were revealed (Fig. 3C–D). First, more publications concerned the protected species, both before and after 1992 (the year the Habitats Directive came into force). Second, the number of publications dedicated to protected species increased by a factor of 8 in the years following the Habitats Directive (p -value < 0.01). One example is *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763), for which accurate monitoring procedures were developed in the late 2000s as a consequence of its protection (Bußler & Müller 2009; Larsson & Svensson 2011; Chiari et al. 2013). The number of published papers dedicated to this species went from 0 in 1992 to 88 in 2016 according to Web of Science. Its protection status clearly acted as a catalyst for research (Jarić et al. 2016).

In our set of 123 randomly selected unprotected species, only one (0.8%) had been evaluated for IUCN Red List status (Fig. 3E), whereas 58% of the protected species had been evaluated. Of the protected species that have been evaluated for IUCN status, more than 50% were found to be not threatened (ENT, including ‘Near Threatened’; Bland et al. 2015). This was unexpected, as the Bern insect report argued that ‘The species on the list should be under serious threat (i.e. IUCN categories ‘Endangered’ or ‘Vulnerable’) or of widespread conservation concern [because] with thousands of species of invertebrates listed as threatened in European Red Data Books, there is the potential to include so many species under the Bern Convention that the overwhelming burden on the Parties would result in no more than frustrated inertia’ (Collins & Wells 1986).

Reasons for the dearth of insect species with IUCN status may include the lack of general data on invertebrate biology and/or distribution (Collins & Wells 1986; Rodriguez et al. 2006) and the inadequacy of IUCN criteria to evaluate

these species’ demographic dynamics (Warren et al. 1997; Cardoso et al. 2011a; Shaw & Hochberg 2001). These criteria have been judged as highly subjective and with little standardization across groups (Cardoso et al. 2011a; Haslett 2012). Additionally, when the first Red Lists were compiled, data was not aggregated in national/international systems and evaluations throughout Europe were highly heterogeneous from a taxonomic point of view (Collins & Wells 1986).

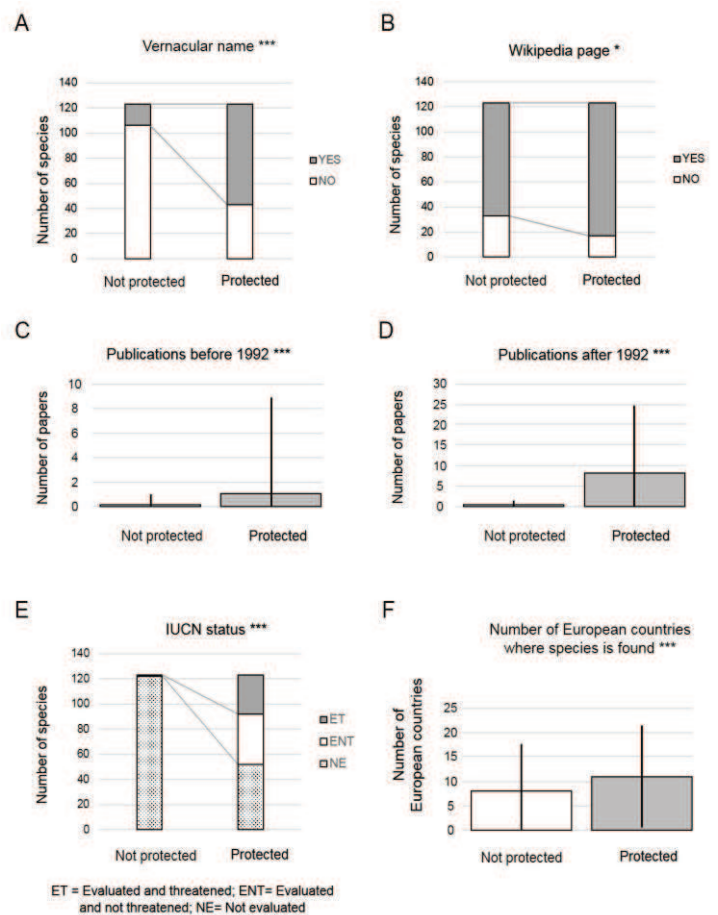


Fig 3: The differences between the knowledge about unprotected and protected species based on whether the species has a common name, a Wikipedia page, how many publications before and after the Habitats Directive and IUCN status (A, B, C, D, E), and the difference between the European distribution of unprotected and protected species (F). Asterisks indicate orders with a significantly different proportion between unprotected and protected species (* p < 0.05; ** p <0.01; *** p <0.001).

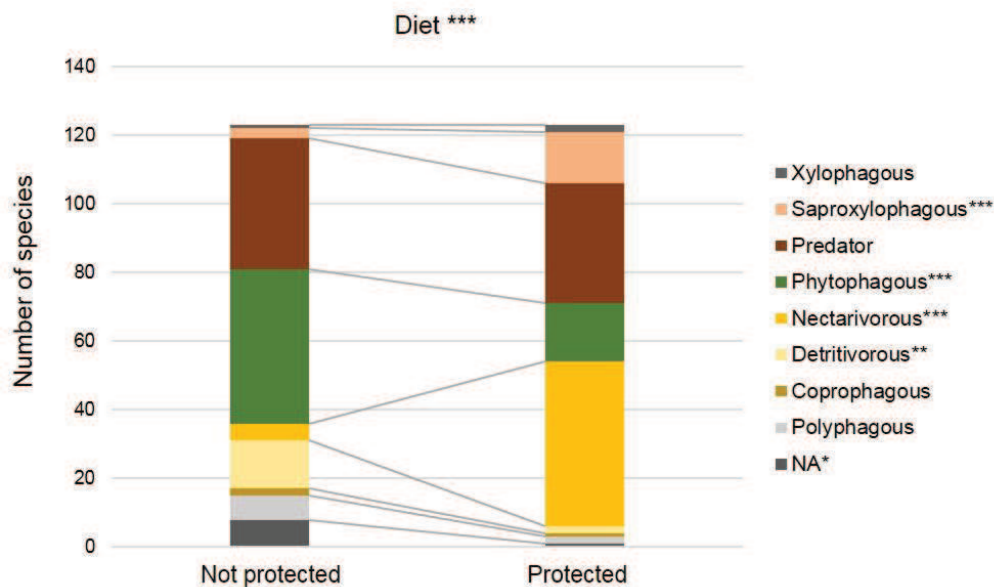


Fig 4 : The differences between the dietary characteristics of unprotected and protected species. Asterisks indicate orders with a significantly different proportion between unprotected and protected species (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$).

3.4 Trophic bias

Of all the categories of characteristics we analysed, trophic information was the most difficult to obtain, even for protected species. This illustrates the general lack of data about insects. The eight diet profiles we compared (see Fig. 4) were present in both sets of species, but in significantly different proportions and related to different orders.

The number of predator species was not significantly different between the sets. However, in the protected species, predators essentially belonged to the orders Odonata (51%) and Coleoptera (26%, mainly Carabidae), while unprotected predator species belonged to Coleoptera (42%, different families), Hymenoptera (39%) and Diptera (13%).

Detritivorous insects and, to a lesser extent, phytophagous insects were significantly less abundant among protected species than unprotected species (respective ratios 1:7 and 1:2.6). The underrepresentation of phytophagous species on the protected list may be related to their potential impact on agriculture. Conversely, we found that there were 9.6 times more nectarivorous species on the protected list than the unprotected list. The protected species belonged exclusively to

Lepidoptera, while unprotected species included Diptera and Hymenoptera. The abundance of protected nectarivorous species might be related to their importance in pollination. As pollinators have a utilitarian value, they have long been seen as human allies (Pavan 1986; Small 2012) and benefit from being well perceived by the public (Kellert 1993; Batt 2009). Hymenoptera and Diptera are equally pollinators, but they can also be viewed as pests, which can prevent their conservation (New 2012a). It is also possible that this overrepresentation of protected nectarivorous species was just a collateral result of the taxonomic bias in favour of butterflies, as the overrepresentation of Odonata in protected predator species may have been a taxonomic bias in favour of dragonflies.

3.5 Distribution

Despite the difficulty of ascertaining the presence of a species in different European countries, our findings showed that protected species were present in more countries than unprotected species by a significant margin (Fig. 3F). This seems logical, as criteria #2 and #7 in the Bern insect report stress that listed species should have a 'range in Europe [that] should not be marginal to a much wider range outside Europe' and 'the final selection of invertebrates for listing in the Bern Convention should, if

possible, embrace a wide geographical coverage' (Collins and Wells 1986). This was a way to ensure common concern and shared heritage between European community members and to build consensus for making conservation efforts (Collins and Wells 1986). Nonetheless, the distribution of some protected species in our study was totally outside of Europe, such as *Calopteryx syriaca* (Rambur, 1842) and *Brachythemis fuscopalliata* (Selys, 1887), which are dragonflies from the Middle East (Helsdingen 1997), leading to questions about how these criteria were applied, at least for Bern, as such species were withdrawn in the Habitat Directive annexes.

Distribution information for the unprotected species, as well as for some of the protected species, was very difficult to obtain in many cases and was sometimes even contradictory: for instance, the European Nature Information System (EUNIS) and FE contained different information for the distribution of the beetle *Corticaria planula* Fall 1899. We also tried to obtain the number of insect species by country, but this information was not available through the FE website or from its managers.

3.6 A tangled problem

Our findings highlighted several areas of bias in current protection lists, which might impede the accurate integration of insects in conservation strategies and are in line with the 'great challenges' to insect conservation outlined by Samways (2010) and Cardoso et al. (2011b). So our next question was: How can these biases be overcome to advance conservation? In the next section, we propose a general framework of recommendations we have developed to improve the protection of insects at the European scale.

4. Perspectives

In a context of limited funding, conserving biodiversity means choosing priorities. The

current dominant paradigm in conservation is focused on species as the conservation unit (a 'species-centred' approach) (Fazey et al. 2005; Mace et al. 2007). Good candidates for conservation are vulnerable species that are easy to detect (unmistakeable) and are good ambassadors (representative and charismatic). But few insects reflect these qualities, so how to protect the vast majority of invertebrate species? To deal with this challenge, we recommend two main strategies that would help to achieve the conservation of entomofauna in Europe: (1) an improved listing process (Fig. 5) and (2) a change of paradigm from protecting species to protecting ecosystems (Fig. 6). For the first strategy, we started from the bias illustrated by our analysis towards concrete suggestions. The second strategy goes beyond our analysis and it is structured around three approaches.

4.1 Improving protection lists

Currently European conservation regulations, largely species-centred, are based on protection lists. While these lists have been criticized (Cardoso 2012), today they represent the only general framework for insect conservation at a European scale. Moreover, as conservation tools, species lists are relatively easy to apply (Mace et al. 2007). Therefore, in the short term, insect conservation could be improved by enhancing the process of determining protection lists. This could be done in two steps.

4.1.1 Dynamic lists

The studied legislation came into force 25 years ago with an incomplete species list; surprisingly, these lists have never been reviewed. Since the ratification of the Bern Convention, specialists have called for a review, emphasizing the importance of certain groups that were left out (Speight 1989; Gauld et al. 1990) and with an aim to 'update and expand the datasheet information on the biology and conservation status of each species across Europe' (Collins & Wells 1986; Haslett 2012). The fact that this has

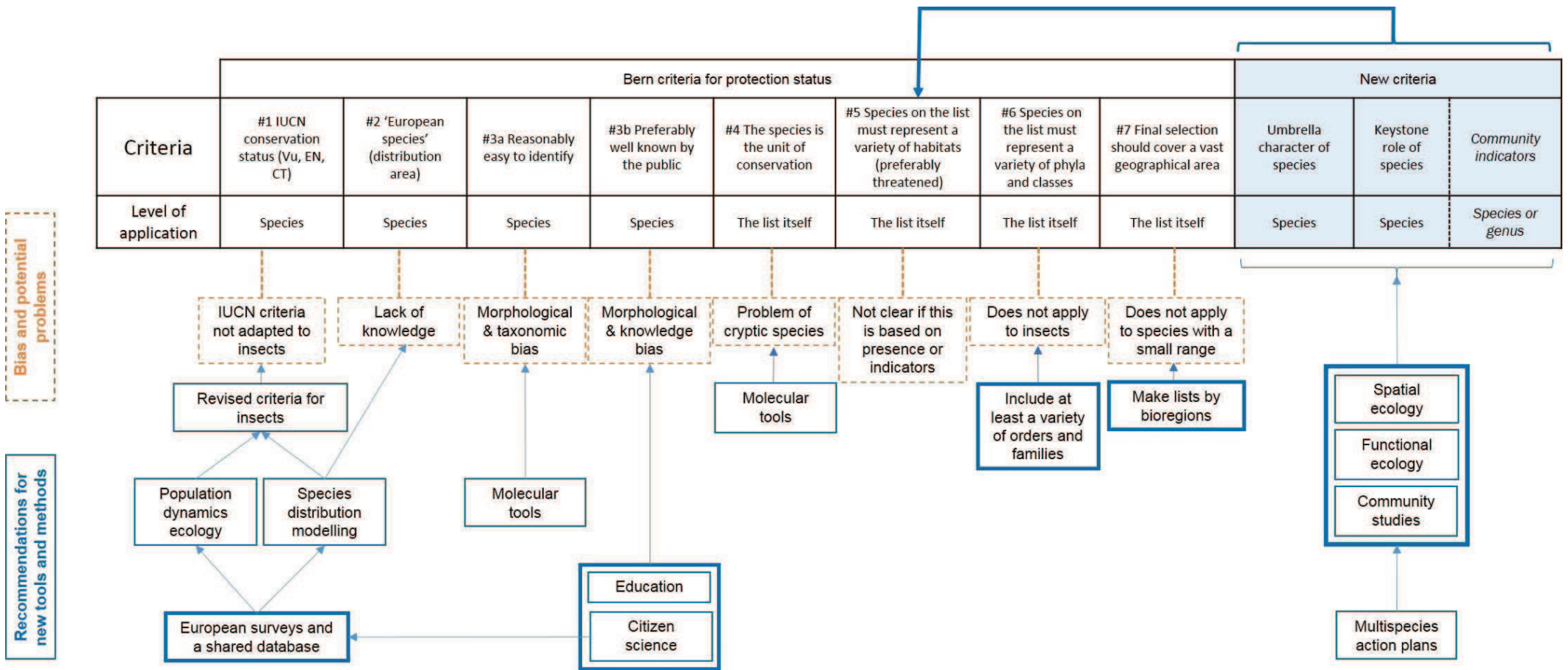


Fig 5 : This diagram summarizes the current criteria used to create European protection lists for insect species, the possible bias for each criterion, and recommends new criteria, as well as tools and methods that could enrich and/or improve the selection process.

not happened may be due to the effort involved in gathering data by specialists and the parties of the biodiversity conventions, a process that is time consuming and expensive. While not changing the lists would be justifiable if the legal framework were irreversible or impossible to revise, in this case the reason seems to be lack of will or resources. Yet species are 'changing' units (Robert et al. 2017) and, equally, population dynamics and pressures vary across time and space.

When the Bern Convention was drawn up, the prioritization for protecting species was based on seven criteria (Fig. 5). These were determined based on the information available at that moment in time (mid-1980s). Since then, this information has grown considerably as a result of new survey techniques (e.g. barcoding, citizen science) and the expansion of internet access and its 'data deluge' (Zeigler 2012). These developments would allow species lists to be revised at systematic intervals: for example, for criteria #1 and #5 (Fig. 5). Data storage and internet technology now permit the necessary data sharing, and the institutional framework for this exists through the EU and the CE. International organizations (e.g. the IUCN and the Global Biodiversity Information Facility) and databases (e.g. EUNIS, FE), as well as national institutions and NGOs could help to gather data from different sources. This would require a serious commitment to coordination, interoperation, data-sharing and accessibility in the years to come. We recommend a regular revision of the lists (practices existent in the Red Lists and Natura 2000 strategies), for example, every ten years, which should be a reasonable span of time to (1) coordinate work between specialists, (2) gather data to inform each criterion, (3) complete legal proceedings, (4) make conservation practitioners aware of the new legislation, and (5) evaluate conservation efforts through time.

In terms of criterion #3a (Fig. 5), the breakthroughs and extension of genetic methods

(Gerlach et al. 2013; Thomsen & Willerslev 2015; Corlett 2016) will allow the list of 'easy to identify' species to be enlarged, even for non-adult stages of invertebrates. Molecular marker technology now allows the limitations of morphological taxonomy to be overcome (Mound & Gaston 1993).

Concerning criterion #3b (Fig. 5), people's perception of insects is often the result of personal experience. Education and citizen science programmes can be an effective way to tackle bias linked to social valuation or perception (Braschler 2009; Samways et al. 2010; Toomey & Domroese 2013; Donaldson et al. 2016). The Ugly Animal Preservation Society (www.uglyanimalsoc.com) is one example of an initiative that shows that targeted education and communication might help people to look at insects in a new light (Clucas et al. 2008; Kountoupes & Oberhauser 2008). This means that the public support for different species would also need to be regularly reassessed in order to maintain it.

4.1.2 Rethinking protection criteria

The criteria used to assess invertebrates for protection status (Fig. 5) were designed as a way to include vulnerability, practicality (easy to identify) and public appeal (easy to gain support). They theoretically assure that people will be willing to protect vulnerable species and that surveys will be feasible to conduct for a wide range of conservation professionals. Nonetheless, as shown in this study, they leave out some species (such as those that are 'obscure' and 'cryptic'), leading to the exclusion of very diverse and functionally important groups such as Hymenoptera and Diptera (Fig. 1), among others, as well as those that would 'only serve to alienate the cause of insect conservation from the people of Europe' (Collin and Wells 1986). Moreover, the importance of each criterion is not weighted, or if it is, this weighting is not transparent. The filters applied to the invertebrate species lists from the raw

data of the Bern insect report (Collin and Wells 1986), as well as from this document itself, are not very clear.

In the existing framework (Fig. 5), it is critically important to enhance the most important criterion: criterion #1. This was aimed at protecting vulnerable or threatened species. This aspect should thus be the focus of Europe-wide efforts of data collection, data gathering and joint analyses. As IUCN criteria has been pointed out to be unsuitable for mega-diversified groups such as insects (Warren et al. 2007; Cardoso et al. 2011a; Collen et al. 2016; Donaldson et al. 2016), a new framework is needed. Many of the existing criteria could likewise benefit from new techniques, tools and methods such as species distribution modelling and multispecies action plans (Fig. 5).

Additionally, we recommend that the framework includes new criteria that take into account the importance of a species in its ecosystem (keystone species [Mills et al. 1993]) or their real capacity to indicate the presence of greater diversity (umbrella species [Caro & O'Doherty 1999]). Weighting the criteria would also be a way to prioritize them, for example, to give more importance to 'vulnerability' or 'importance in the ecosystem' compared to 'easy to identify' or 'well known by the public'. A further suggestion is that evaluation sheets should explicitly cite the researchers that evaluated the species and be available to the conservation community. Dedicated studies should be launched in order to build a clear protocol to select species for protection lists.

4.1.3 Relevance of lists for insect conservation

With these changes in creating species lists (making them dynamic by revising them regularly and ensuring the criteria is better adapted to insects), conservation priorities would be better represented. While revising the lists should allow for the protection of more species, protected species will nonetheless still

represent a very small proportion of the huge diversity of entomofauna. Consequently, protected species should be chosen not only for their importance, but for the protection they might offer to entomofauna and ecosystems as a whole. To achieve this objective, a more inclusive conservation approach with an overall view of ecosystem function is needed.

4.2 Towards function-based conservation

4.2.1 Enhancing assemblage-based conservation

Species have long served as the basic unit in conservation (Fazey et al. 2005; Naomi 20110), in part because species lists are tools that are easy for conservation managers to apply, based on the presence or absence of the species. However, species are only one of several organizational levels of biodiversity (Allen & Starr 1988). They are linked to a habitat within a geographical range and co-occur with other species. This understanding is the basis for the the first alternative proposed to the single species approach (Dennis et al. 2007; Samways 2007a; 2007b; 2010). We agree with the need to go beyond species and towards the protection of more complex organization levels, including ecological interactions, in order to face global change.

A species assemblage reflects a higher organizational level of biodiversity, representing interacting species that occur together in a particular space and time. The characteristics of an assemblage provide information about the ecosystem, its dynamics and its equilibrium (Samways 2010; Gerlach et al. 2013), information that can be obtained through defined community indicators. A conservation approach that takes assemblages into account would lead to a more integrated view of ecosystems subjected to anthropic disturbance and would better achieve the goal of insect conservation (Hugues et al. 2000; Memmott et al. 2007).

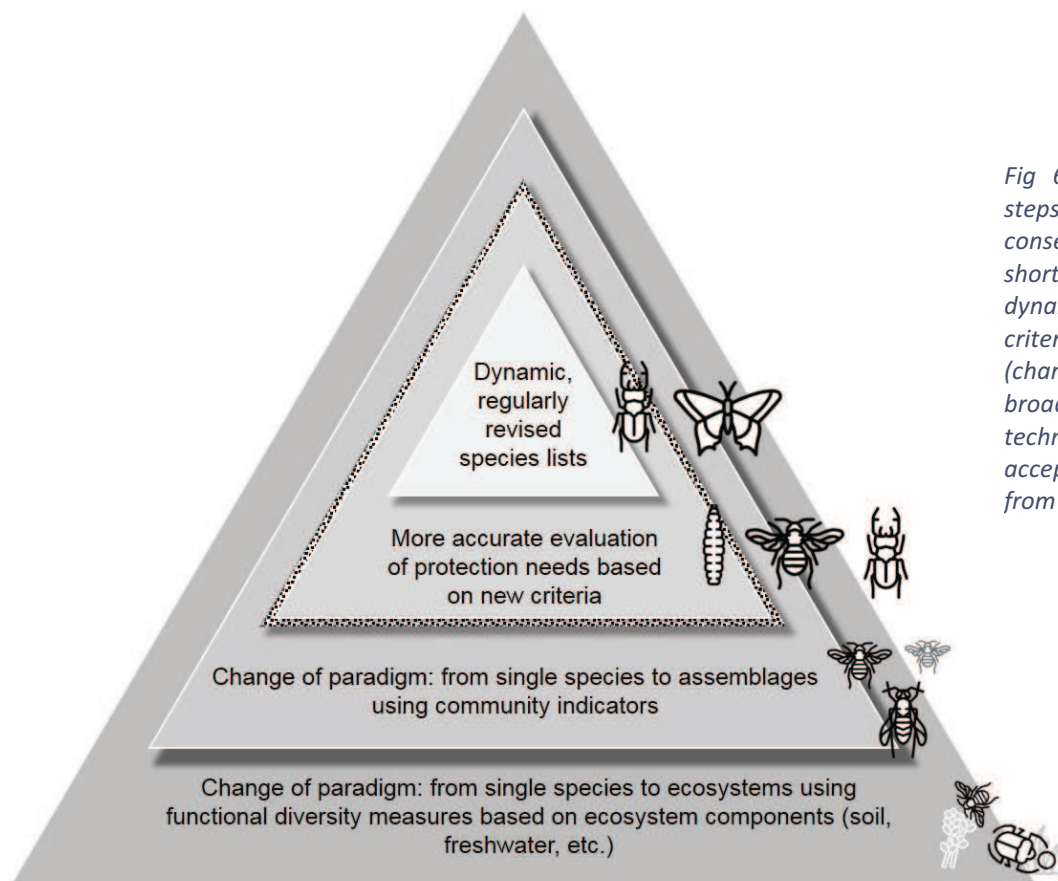


Fig 6: Diagram of the recommended steps to achieve more effective insect conservation. The steps include both short-term objectives (regularly revised dynamic lists, rethinking evaluation criteria) and long-term objectives (changes of paradigm). Each step is broader, involving greater effort, technical means and public and political acceptability. (Icons made by Freepik from www.flaticon.com, CC BY license.)

An assemblage-based conservation approach has been applied in several projects. One example is the ‘Syrph the Net’ online database, which uses Syrphidae (Diptera) assemblages as biological indicators (Speight & Castella 2001). Other integrated approaches that consider various species beyond their taxonomy have also been developed: for example, the evaluation of the functioning of aquatic ecosystems using the IBGN indicator (Standardized Global Biological Index, NF T90-350), which includes many macroinvertebrate taxa (Archaimbault et al. 2010).

There are increasingly frequent calls to develop a more multispecies approach to conservation (Pey et al. 2014) – the main issue is cost/effectiveness (Mace et al. 2007). However, the increased difficulty – and cost – of these methods would be justified if they allowed a more comprehensive evaluation of ecosystem function.

4.2.2 A paradigm shift towards function-based conservation

Conservation biology needs a paradigm shift towards ecosystem conservation, which we believe would be more accurately called function-based conservation. This would require considerably improved knowledge about the role of insects in ecosystem functioning, both at a fine and a broad scale. This process has already begun: for instance, the French government has recently approved a National Action Plan for pollinators (Gadoum & Roux-Fouillet 2016) to promote the conservation of insect pollinators.

This approach shares to a certain degree the vision of the key role of insects in ecosystem conservation described in Pavan’s ‘A European cultural revolution, the Council of Europe’s “Charter on Invertebrates”’ (1986) and Haslett’s European Strategy for the Conservation of Invertebrates (2007). Yet it goes further, taking the viewpoint that we cannot rely solely on rare, charismatic, umbrella species to achieve conservation if the goal is representative biodiversity. Overall, the approach we support is holistic as it takes into account the diversity of organisms, as well as their functions – in other

words, the system's ecological processes (Smith et al. 1993). Recent advances in biomarker analysis (e.g. ingested DNA, isotopic measurement, etc.) make this objective workable.

It should be noted that we make the distinction between ecosystem function, the natural processes ensured by functional components, and ecosystem services, which are goods and services that benefit humans. The prevalence of prioritizing ecosystem services over a functional approach could easily misdirect conservation goals into anthropogenic applications, and thus utilitarian strategies (Peterson et al. 2009; Senapathi et al. 2015).

4.2.3 A multiscale conservation

In order to be future-proof (resilient to climate change), insect conservation urgently needs to strengthen the integration of spatial dynamics of populations and communities through a multiscale approach. Following the framework of Samways (2015) conservation toolbox needs to combine the fine filter, which is focused on patch species requirement, with broader spatial scales: the meso filter – the features of the landscape – and the coarse filter – the whole landscape composed of “natural” and anthropized fragments. The aim is to integrate landscape heterogeneity and dynamics. This approach is consistent with insights on community functioning such as the metacommunity theory that tries to combine interaction with colonization dynamics (Rosindell et al. 2011). Concerning conservation politics, efforts to protect populations at the patch scale are limited by negative impacts of broad changes such as climate change or fragmentation (Jaeger et al. 2011). At the European scale, the Natura 2000 network was originally built in that conceptual framework. Landscape-scale Ecological Network (ENs) based on a network of patches connected by corridors allows through land sparing to protect insect biodiversity (Pryke & Samways, 2012; Samways & Pryke 2016).

When corridors are a combination of suboptimal patches of habitat but still enable for insects to thrive elements of landscapes, land sparing can be integrated into ENs even in highly anthropized landscape (Vergnes et al. 2012; Vrdoljak & Samways, 2014).

5. Conclusion

Insect conservation cannot be achieved in the same way as vertebrate conservation – a change of paradigm is needed to make the former possible. To this end, scientists, conservation organizations and policymakers must increase their collaboration and share knowledge and efforts at different scales to take insect conservation forward. Beyond policy, scientists and stakeholders concerned with the protection of insects also need to reach out to the public to share their knowledge, and to raise awareness about the importance of insect conservation. Education is an essential key in the protection of biodiversity.

Acknowledgements

We would like to thank HP Aberlenc, M Aubert, P Rousse, G Delvare and J Haran for sharing their naturalist expertise. We also thank S Jaulin and B Louboutin for lending us many useful documents from the Council of Europe. We are also grateful to the Entomology Department of France's National Museum of Natural History, in particular, A Touret-Alby, A Mantilleri, A Taghavian-Azari, H Perrin, J Guglielmi and T Deuve, for allowing us to access their collections, including the bibliographic resources, and for their time and assistance. This study did not receive any specific grants from funding agencies in the public, commercial or non-profit sectors.

References

- Allen, T. F. H., and T. B. Starr, 1988. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press.
- Archaimbault, V., P. Usseglio-Polatera, J. Garric, J.-G. Wasson, and M. Babut. 2010. Assessing pollution of toxic sediment in

- streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 55:1430-1446.
- Batt, S., 2009. Human attitudes towards animals in relation to species similarity to humans: A multivariate approach. *Biosci. Horizons* 2, 180–190. doi:10.1093/biohorizons/hzp02
- Berkes, F., Turner, N.J., 2006. Knowledge, learning and the evolution of conservation practice for social-ecological system resilience. *Hum. Ecol.* 34, 479–494. doi:10.1007/s10745-006-9008-2
- Bossart, J.L., Carlton, C.E., 2002. Insect Conservation in America: Status and Perspectives. *Am. Entomol.* 48, 82–92
- Braschler, B., 2009. Successfully Implementing a Citizen-Scientist Approach to Insect Monitoring in a Resource-poor Country. *Bioscience* 59, 103–104. doi:10.1525/bio.2009.59.2.2
- Breuer, G.B., Schlegel, J., Kauf, P., Rupf, R., 2015. The Importance of Being Colorful and Able to Fly: Interpretation and implications of children's statements on selected insects and other invertebrates. *Int. J. Sci. Educ.* 693, 1–24. doi:10.1080/09500693.2015.1099171
- Bußler, H., Müller, J., 2009. Vacuum cleaning for conservationists: a new method for inventory of *Osmoderma eremita* (Scop., 1763) (Coleoptera: Scarabaeidae) and other inhabitants of hollow trees in Natura 2000 areas. *J. Insect Conserv.* 13, 355–359. doi:10.1007/s10841-008-9171-4
- Cardoso, P., Borges, P.A.V., Triantis, K.A., Ferrández, M.A., Martín, J.L., 2011a. Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. *Biological Conservation*, 144: 2432–2440.
- Cardoso, P., Erwin, T.L., Borges, P.A. V, New, T.R., 2011b. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Conserv.* 144, 2647–2655. doi:10.1016/j.biocon.2011.07.024
- Cardoso, P., 2012. Habitats Directive species lists: Urgent need of revision. *Insect Conserv. Divers.* 5, 169–174. doi:10.1111/j.1752-4598.2011.00140.x
- Caro, T. M., & O'doherty, G., 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation biology*, 13(4), 805-814.
- Chiari, S., Zauli, A., Mazziotta, A., Luiselli, L., Audisio, P., Carpaneto, G.M., 2013. Surveying an endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands: a comparison between different capture methods. *J. Insect Conserv.* 17, 171–181. doi:10.1007/s10841-012-9495-y
- Clausnitzer, V., Kalkman, V.J., Ram, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bedjanič, M., Darwall, W.R.T., Dijkstra, K.D.B., Dow, R., Hawking, J., Karube, H., Malikova, E., Paulson, D., Schütte, K., Suhling, F., Villanueva, R.J., von Ellenrieder, N., Wilson, K., 2009. Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biol. Conserv.* 142, 1864–1869. doi:10.1016/j.biocon.2009.03.028
- Clucas, B., McHugh, K., Caro, T., 2008. Flagship species on covers of US conservation and nature magazines. *Biodivers. Conserv.* 17, 1517–1528. doi:10.1007/s10531-008-9361-0
- Collen, B., Dulvy, N.K., Gaston, K.J., Ga, U., Punt, E., Regan, H.M., Bo, M., Keith, D.A., Hedges, S., Seddon, M., Butchart, S.H.M., Hilton-taylor, C., Hoffmann, M., Bachman, S.P., 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. *Biol. Lett.* 12. doi:10.1098/rsbl.2015.0843
- Collins, N.M., Wells, S.M., 1986. Insects and other invertebrates as candidates for the Bern Convention. Council of Europe, Strasbourg, France, 167 pp
- Corlett, R.T., 2016. A Bigger Toolbox: Biotechnology in Biodiversity Conservation. *Trends Biotechnol.* 35, 55–65. doi:10.1016/j.tibtech.2016.06.009
- Dennis, R.H.D., Shreeve, T.G., Sheppard D., 2007. Species Conservation and Landscape Management: A Habitat perspective. In *Insect Conservation Biology*, CABI, Oxfordshire, UK. 92-126
- Donaldson, M.R., Burnett, N.J., Braun, D.C., Suski, C.D., Hinch, S.G., Cooke, S.J., Kerr, J.T., 2016. Taxonomic bias and international biodiversity conservation research. *Facets* 1, 105–113. doi:10.1139/facets-2016-0011
- Dunn, R.R., 2005. Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conserv. Biol.* 19, 1030–1036. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00078.x
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D. B., 2005. What do conservation biologists publish?. *Biological conservation*, 124(1), 63-73.
- Fleming, P.A., Bateman, P.W., 2016. The good, the bad, and the ugly: which Australian terrestrial mammal species attract most research? *Mamm. Rev.* n/a-n/a. doi:10.1111/mam.12066
- Fonseca, C.R., 2009. The silent mass extinction of insect herbivores in biodiversity hotspots. *Conserv. Biol.* 23, 1507–1515. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01327.x
- Frick, J., Kaiser, F.G., Wilson, M., 2004. Environmental knowledge and conservation behavior: Exploring prevalence

- and structure in a representative sample. *Pers. Individ. Dif.* 37, 1597–1613. doi:10.1016/j.paid.2004.02.015
- Gadoum S., Roux-Fouillet J.M., 2016. Plan national d'actions « France Terre de pollinisateurs » pour la préservation des abeilles et des insectes pollinisateurs sauvages. Office Pour les Insectes et leur Environnement – Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, 136 pp
- Gauld ID, Collins NM, Fitton MG. 1990. The biological significance and conservation of Hymenoptera in Europe. *Nature and Environment Series*, n°44, Council of Europe, Strasbourg, France, 47 pp
- Gerlach, J., Samways, M., Pryke, J., 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *J. Insect Conserv.* 17, 831–850. doi:10.1007/s10841-013-9565-9
- Haslett, J.R., 2007. European Strategy for the conservation of invertebrates. *Nature and Environment Series*. 91 pp
- Haslett, J.R., 2012. Development and Future of Conservation Policy initiatives for Insects and other Invertebrates in Europe. In *Insect Conservation: Past, Present and Prospects*, Springer, London, UK. 317-337
- Heath, J., 1981. Threatened Rhopalocera (butterflies) in Europe. *Nature and Environment series*, n° 23, Council of Europe, Strasbourg, France, 157pp
- Helsdingen, P.J. van, 1997. Between Brussels and Strasbourg lies the road to invertebrate salvation? In *Colloquy on conservation management and restoration of habitats for invertebrates: enhancing biological diversity. Environmental Encounters*, N°33. Council of Europe, Strasbourg, France, 151-156
- Hook, T. van, 1997. Insect coloration and implications for conservation. *Florida Entomol.* 80, 193–210.
- Hughes, J.B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2000. Conservation of Insect Diversity: A Habitat Approach. *Conserv. Biol.* 14, 1788–1797.
- Huis, A. van, 2014. The Global Impact of insects. Wageningen University, Wageningen. 54 pp
- Jaeger, J. A., T. Soukup, L. Madriñán, C. Schwick, Kienast, F.. 2011. Landscape fragmentation in Europe. *European Environment Agency. Copenhagen* 92 pp. <https://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>. Accessed on line 25 June 2016
- Jarić, I., Courchamp, F., Gessner, J., Roberts, D.L., 2016. Potentially threatened: a Data Deficient flag for conservation management. *Biodivers. Conserv.* 25, 1995–2000. doi:10.1007/s10531-016-1164-0
- Jong, Y. de, Verbeek, M., Michelsen, V., Bjørn, P.D.P., Los, W., Steeman, F., Bailly, N., Basire, C., Chylarecki, P., Stloukal, E., Hagedorn, G., Wetzal, F.T., Glöckler, F., Kroupa, A., Korb, G., Hoffmann, A., Häuser, C., Kohlbecker, A., Müller, A., Güntsch, A., Stoev, P., Penev, L., 2014. Fauna Europaea - all European animal species on the web. *Biodivers. data J.* e4034. doi:10.3897/BDJ.2.e4034
- Kellert, S.R., 1993. Values and perceptions of invertebrates. *Conserv. Biol.* doi:10.1046/j.1523-1739.1993.07040845.x
- Kim, K.C., 1993. Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodivers. Conserv.* 2, 191–214. doi:10.1007/BF00056668
- Knight, A.J., 2008. “Bats, snakes and spiders, Oh my!” How aesthetic and negativistic attitudes, and other concepts predict support for species protection. *J. Environ. Psychol.* 28, 94–103. doi:10.1016/j.jenvp.2007.10.001
- Kountoupes, D., Oberhauser, K.S., 2008. Citizen science and youth audiences: Educational outcomes of the Monarch Larva Monitoring Project. *Journal of Community Engagement and Scholarship*, 1, 10-20
- Larsson, M.C., Svensson, G.P., 2011. Monitoring spatiotemporal variation in abundance and dispersal by a pheromone-kairomone system in the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus*. *J. Insect Conserv.* 15, 891–902. doi:10.1007/s10841-011-9388-5
- Leane, E., Nicol, S., 2011. Charismatic krill? Size and conservation in the ocean. *Anthrozoos* 24, 135–146. doi:10.2752/175303711X12998632257549
- Leather, S.R., Basset, Y., Hawkins, B. a., 2008. Insect conservation: finding the way forward. *Insect Conserv. Divers.* 1, 67–69. doi:10.1111/j.1752-4598.2007.00005.x
- Lewis, O.T., New, T.R., Stewart, A., 2007. Insect Conservation: Progress and Prospects. In *Insect Conservation Biology*, CABI, Oxfordshire, UK. 431-436
- Losey, J.E., Vaughan, M., 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *Bioscience* 56, 311. doi:10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2
- Luce, J.M., 1997. *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758. In: Helsdingen, P.J., Willemsse, L. and Speight, M.C.D. (Eds) *Background Information on Invertebrates of the Habitats*

- Directive and the Bern Convention. Part I—Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera. Nature and environment. Volume 79. European Commission, Strasbourg.
- Lupu, G., 2007. Preliminary data on Saga pedo – specific habitats. *Sc. Ann. DDI* 13, 51–54.
- Mace, G.M., Possingham, H.P., Leader-Williams N., 2007. Prioritizing choices in conservation. In *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 17-34
- Memmott, J., Craze, P.G., Waser, N.M. & Price, M.V. (2007) Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, 10, 710–717
- Mills, L. S., Soulé, M. E., & Doak, D. F., 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*, 43(4), 219-224.
- Memmott, J., Craze, P.G., Waser, N.M. & Price, M.V. (2007) Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, 10, 710–717
- Mound, L.A., Gaston, K.J., 1993. Conservation and systematics – the agony and the ecstasy. In K.J. Gaston, ., T. R. New, and M. J. Samways *Perspectives on insect conservation*. Andover: Intercept. 185-196
- Naomi, S.I., 2011. On the integrated frameworks of species concepts: Mayden’s hierarchy of species concepts and de Queiroz’s unified concept of species. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 49, 177–184. doi:10.1111/j.1439-0469.2011.00618.x
- New, T.R., 2005. “Inordinate fondness”: A threat to beetles in southeast Asia? *J. Insect Conserv.* 9, 147–150. doi:10.1007/s10841-005-1309-z
- New, T.R., 2012a. Introducing Hymenoptera and their Conservation. In *Hymenoptera and Conservation*. Wiley-Blackwell, Chichester, UK, 1-24
- Pavan, M., 1986. A European cultural revolution, the Council of Europe’s “Charter on Invertebrates”. Council of Europe, Strasbourg, France, 51pp
- Pey, B., Nahmani, J., Auclerc, A., Capowiez, Y., Cluzeau, D., Cortet, J., Briard, C. (2014). Current use of and future needs for soil invertebrate functional traits in community ecology. *Basic and Applied Ecology*, 15(3), 194-206.
- Peterson, M.J., Hall, D.M., Feldpausch-Parker, A.M., Peterson, T.R., 2010. Obscuring ecosystem function with application of the ecosystem services concept: Essay. *Conserv. Biol.* 24, 113–119. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01305.x
- Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M., Sexton, J.O., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344, 1246752. doi:10.1126/science.1246752
- Pryke, J. S., Samways, M. J.. 2012. Ecological networks act as extensions of protected areas for arthropod biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 49:591-600
- Pyle, R., Bentzien, M., Opler, P., 1981. *Insect Conservation*. *Annu. Rev. Entomol.* 233–258. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Resh, V.H., Cardé, R.T., 2009. Insecta (class). In *Encyclopedia of INSECTS*, Second ed. Academic Press, Elsevier, London, UK. 564-566 doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Robert, A., Fontaine, C., Veron, S., Monnet, A.-C., Legrand, M., Clavel, J., Chantepie, S., Couvet, D., Ducarme, F., Fontaine, B., Jiguet, F., le Viol, I., Rolland, J., Sarrazin, F., Teplitsky, C. and Mouchet, M., 2017. Fixism and conservation science. *Conservation Biology*. doi:10.1111/cobi.12876
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., Brooks, T.M., 2006. The value of the IUCN Red list for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21, 71–76
- Rosindell, J., S. P. Hubbell, Etienne, R.S.. 2011. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. *Trends in Ecology & Evolution* 26:340-348
- Sahlén, G., Bernard, R., Coerdero Rivera, A., Ketelaar, R., Suhling, F., 2004. Critical species of Europe. *Odonatologica* 7, 385–398.
- Samways, M.J., 1993. Dragonflies (Odonata) in taxis overlays and biodiversity conservation. In Gaston, Kevin J., T. R. New, and Michael J. Samways. *Perspectives on insect conservation*. Andover: Intercept. 111-122
- Samways, M.J., 1994. Emergence of insect conservation biology. In *Insect Conservation Biology*, Chapman & Hall, London, UK. 47-65
- Samways, M.J., 2007a. Implementing Ecological Networks for Conserving Insect and other biodiversity. In *Insect Conservation Biology*, CABI, Oxfordshire, UK. 127-143

- Samways, M.J., 2007b. Insect conservation: a synthetic management approach. *Annu. Rev. Entomol.* 52, 465–487. doi:10.1146/annurev.ento.52.110405.091317
- Samways, M.J., 2010. Conserving Invertebrates: How many can be saved, and how? In *Trades off in Conservation: deciding what to save*. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK. 97-117
- Samways, M.J., 2015. Future-proofing insect diversity. *Curr. Opin. Insect Sci.* 12, 71–78. doi:10.1016/j.cois.2015.09.008
- Samways, M.J., McGeoch, A.M., New, T.R., 2010. Key Questions for insect conservation in an era of global change. In *Insect conservation: a handbook of approaches and methods*. Oxford University Press, New York. 333-371
- Samways, M.J., Pryke, J. S. 2016. Large-scale ecological networks do work in an ecologically complex biodiversity hotspot. *Ambio*, 45: 161-172
- Schlegel, J., Rupf, R., 2010. Attitudes towards potential animal flagship species in nature conservation: A survey among students of different educational institutions. *J. Nat. Conserv.* 18, 278–290. doi:10.1016/j.jnc.2009.12.002
- Schuldt, A., Assmann, T., 2010. Invertebrate diversity and national responsibility for species conservation across Europe - A multi-taxon approach. *Biol. Conserv.* 143, 2747–2756. doi:10.1016/j.biocon.2010.07.022
- Senapathi, D., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Kleijn, D., Potts, S.G., Carvalheiro, L.G., 2015. Pollinator conservation - The difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. *Curr. Opin. Insect Sci.* 12, 93–101. doi:10.1016/j.cois.2015.11.002
- Shaw, M.R., Hochberg, M.E., 2001. The neglect of parasitic hymenoptera in insect conservation strategies: The British fauna as a prime example. *J. Insect Conserv.* 5, 253–263.
- Small, E., 2012. The new Noah's Ark: beautiful and useful species only. Part 2. The chosen species. *Biodiversity* 13, 37–53. doi:10.1080/14888386.2012.659443
- Smith, T.B., Bruford, M.W., Wayne, R.K., 1993. The preservation of process: the missing element of conservation programs. *Biodivers. Lett.* 1, 164–167. doi:10.2307/2999740
- Speight, M.C., 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg, France, 78 pp
- Speight, M.C.D., Castella, E., 2001. An approach to interpretation of lists of insects using digitised biological information about the species. *J. Insect Conserv.* 5, 131–139. doi:10.1023/A:1011399800825
- Stewart A.J.A. & New T.R., 2007. Insect Conservation in Temperate Biomes: Issues, Progress and Prospects. In *Insect Conservation Biology*, CABI, Oxordshire, UK, 1-33
- Stokes, D.L., 2007. Things we like: Human preferences among similar organisms and implications for conservation. *Hum. Ecol.* 35, 361–369. doi:10.1007/s10745-006-9056-7
- Swaay, C.A.M. van, Warren, M.S., 2006. Prime Butterfly Areas of Europe: An initial selection of priority sites for conservation. *J. Insect Conserv.* 10, 5–11. doi:10.1007/s10841-005-7548-1
- Thomsen, P.F., Willerslev, E., 2015. Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biol. Conserv.* 183, 4–18. doi:10.1016/j.biocon.2014.11.019
- Toomey, A.H., Domroese, M.C., 2013. Can citizen science lead to positive conservation attitudes and behaviors? *Hum. Ecol. Rev.* 20, 50–62.
- Tournant, P., Joseph, L., Goka, K., Courchamp, F., 2012. The rarity and overexploitation paradox: stag beetle collections in Japan. *Biodivers. Conserv.* 21, 1425–1440. doi:10.1007/s10531-012-0253-y
- Trochet, A., Schmeller, D., 2013. Effectiveness of the Natura 2000 network to cover threatened species. *Nature Conservation*, 4, 35.
- Velde, G., Vaate, A. bij de, 2008. Invasions by alien macroinvertebrates and ecological rehabilitation: lessons from the Rhine. In Bergmans, B.; Longh, H. de; Simons, H. (eds.), *Forgotten kingdoms, proceedings of a seminar on the conservation of small and hidden species at the occasion of the retirement of Wim Bergmans as scientific director of IUCN NL*, Amsterdam, 67-78
- Vergnes, A., I. Le Viol, Clergeau, P.. 2012. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation* 145:171-178
- Vogel, G., 2017. Where have all the insects gone? *Science*, 356, 6338, 576-579. doi: 10.1126/science.356.6338.576
- Vrdoljak, S. M., Samways, M. J.. 2014. Agricultural mosaics maintain significant flower and visiting insect biodiversity in a global hotspot. *Biodiversity & Conservation* 23:133
- Wagler, R., Wagler, A., 2012. External insect morphology : A negative factor in attitudes toward insects and likelihood of

incorporation in future science education settings. *Int. J. Environ. Sci. Educ.* 7, 313–325.







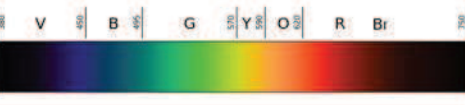
Warren, M.S., Barnett, L.K., Gibbons, D.W., Avery, M.I., 1997. Assessing national conservation priorities: An improved red list of British butterflies. *Biol. Conserv.* 82, 317–328. doi:10.1016/S0006-3207(97)00037-2

Warren, M.S., Bourne, N., Brereton, T., Fox, R., Middlebrook, I., Parsons, M.S., 2007. What have Red Lists done for us? The Values and Limitations of Protected species Listing for

invertebrates. In *Insect Conservation Biology*, CABI, Oxfordshire, UK. 76-91

Wilson, E.O., 1987. The Little Things That Run the World (The Importance and Conservation of Invertebrates). *Conserv. Biol.* 1, 344–346. doi:10.1111/j.1523-1739.1988.tb00207.x

Zeigler, D., 2012. Evolution and the Cumulative Nature of Science. *Evol. Educ. Outreach* 5, 585–588. doi:10.1007/s12052-012-0454-6

 <p><i>Protactia cuprea</i> (Fabricius, 1775)</p>	<p>Dominant colour: Green</p> <p>Shiny: Yes</p> <p>Pattern and/or contrast: No</p> <p>Rough: No</p> <p>Appendage: No</p> <p>Photo: Eigenes Werk, CC-BY Licence</p>	 <p><i>Somotrichus unifasciatus</i> (Dejean, 1831)</p>	<p>Dominant colour: Yellow</p> <p>Shiny: No</p> <p>Pattern and/or contrast: Yes</p> <p>Rough: No</p> <p>Appendage: No</p> <p>Photo: Udo Schmidt, CC-BY Licence</p>	
 <p><i>Kalama sp.</i></p>	<p>Dominant colour: Brown</p> <p>Shiny: No</p> <p>Pattern and/or contrast: Yes</p> <p>Rough: Yes</p> <p>Appendage: No</p> <p>Photo: SNSB, Zoologische Staatssammlung Muenchen, CC-BY-NC-SA Licence</p>	 <p><i>Cucujus cinnaberinus</i> (Scopoli 1763)</p>	<p>Dominant colour: Red</p> <p>Shiny: No</p> <p>Pattern and/or contrast: No</p> <p>Rough: Yes</p> <p>Appendage: No</p> <p>Photo: Teresa Bonacci, Antonio Mazzei, Jakub Horák, Pietro Brandmayr, CC-BY Licence</p>	
 <p><i>Proserpinus proserpina</i> (Pallas, 1772)</p>	<p>Dominant colour: Green</p> <p>Shiny: No</p> <p>Pattern and/or contrast: Yes</p> <p>Rough: No</p> <p>Appendage: No</p> <p>Photo: Frost Museum, CC-BY Licence</p>	 <p><i>Morimus funereus</i> (Mulsant 1863)</p>	<p>Dominant colour: Blue</p> <p>Shiny: No</p> <p>Pattern and/or contrast: Yes</p> <p>Rough: Yes</p> <p>Appendage: Yes (antennae)</p> <p>Photo: Udo Schmidt, CC-BY Licence</p>	
<p>Colour palette used to establish the dominant colour of each species. V: violet; B: blue; G: green; Y: yellow; O: orange; R: red; Br: brown. Black, grey and white were also used.</p>				

Appendix A: Examples to illustrate how the qualitative morphological characteristics of species were determined.

Chapitre 3 : Pistes d'amélioration pour une conservation des insectes au XXI^{ème} siècle

Au même titre que la microscopie au XVI^{ème} siècle, des outils et des moyens techniques permettant d'améliorer la façon dont on étudie et évalue la biodiversité sont actuellement développés. S'ils étaient appliqués à l'entomologie et plus précisément au domaine de la conservation des insectes, ces technologies permettraient de gagner en précision et d'améliorer la pertinence des stratégies actuelles de conservation. Mais au-delà de ces défis techniques, certes à relever, le cœur des enjeux de la conservation subsiste du côté de la société et de ses décideurs.

Jusqu'à-là, l'analyse et le travail réalisé nous ont permis de montrer le fréquent refus, de ressort psychologique, auquel sont confrontés les insectes. Qu'il soit une réponse évolutive ou une construction culturelle, ce refus peut transparaître dans nos volontés à préserver cette biodiversité (études 1 et 2). De même, la perception des insectes peut s'immiscer dans les thématiques de recherche ou encore dans les instruments réglementaires pour la conservation (étude 3), même si la science et la réglementation ont vocation à être objectives.

Les biais liés à la perception sont effectivement très pesants dans les stratégies et fonctionnements actuels. Vouloir préserver l'entomofaune impose de poser la question des approches nécessaires pour mieux couvrir le groupe. De même que, si la prise en compte de la perception n'est pas suffisamment développée en conservation, les efforts scientifiques et institutionnels pour atteindre les objectifs dits de « perte nulle en espèces » (ie. Aichi : Funk *et al.* 2017) seront vains.

L'étude 2 nous a permis d'établir une méthode qui permet d'avoir la représentation de la diversité d'un groupe et d'explorer plus précisément la perception de l'entomofaune. A partir de cet exercice, il est possible d'ouvrir la porte du changement de perception. Afin d'illustrer l'accompagnement de la perception des insectes, vers une image plus positive ou encore une meilleure compréhension de l'importance écologique du groupe, nous allons dans un premier lieu commenter diverses démarches qui nous semblent pertinentes dans le cadre de la conservation des insectes. Car la conservation de l'ordinaire se doit d'être pensée en lien fort avec la société (New 2007 ; Lewis *et al.* 2007 ; Simaika & Samways 2010 ;

Samways 2018) ; cela ouvrira des possibilités quant à la conservation de la biodiversité dans son ensemble.

Dans un second temps, nous reviendrons sur les nouvelles techniques de recherche qui nous permettraient de passer d'une conservation espèce-centrée et « vertébriste » (Helsdingen 1997 ; Warren *et al.* 2007), particulièrement sensible aux biais de perception, à une conservation holistique écosystème-centrée. Ce changement de paradigme, vers une conservation intégrative, est plus que jamais nécessaire, particulièrement si l'on veut couvrir des groupes « ordinaires » comme l'entomofaune (Mougenot 2003 ; Lanord 2004 ; New 2007 ; Drummond *et al.* 2010).

En effet, dans notre vision de la conservation des insectes nous postulons (i) que l'entomofaune doit exister dans les consciences et être respectée en tant qu'une biodiversité (animale) comme une autre, (ii) que son étude doit être accélérée, malgré le fait qu'il sera impossible de lancer un programme pour chaque espèce décrite ou à décrire, et enfin (iii) que l'entomofaune doit être incluse dans des démarches de conservation habitat ou écosystème centrées, la conservation espèce-centrée étant un luxe que l'on ne peut pas vraiment se permettre dans le contexte de crise actuelle.

1. Vers une relation positive entre le « grand public » et les insectes

« On aime ce qui nous a émerveillé, et on protège ce que l'on aime » est une citation de Jean-Yves Cousteau⁴⁰. Dans un ton légèrement différent, l'environnementaliste africain Baba Dioum a dit « En fin de compte, nous ne conservons que ce que nous aimons, nous n'aimons que ce que nous comprenons et nous ne comprenons que ce qu'on nous enseigne »⁴¹. Dans la première citation, nous reconnaissons une dimension d'enchantement, d'admiration, alors que dans la deuxième citation, nous retrouvons une dimension d'éducation. N'étant pas opposés, l'émerveillement et l'éducation (ou également la sensibilisation) peuvent survenir de façons indépendantes ou conjointes (Da Silva & Votre 2009). De même qu'elles peuvent mobiliser l'attachement et l'empathie (voire l'*amour*). Alors, quels leviers pour susciter ces émotions positives envers les insectes ?

⁴⁰ France-sur-mer : Un empire oublié, Philippe Folliot, Xavier Louy, éd. Editions du Rocher, p. 41

⁴¹ Discours de 1968 à la rencontre de l'assemblée générale de l'IUCN à New-Delhi.

a) « Pandariser l'ordinaire » : l'utilité des approches vertébristes de sensibilisation pour l'entomofaune

Le marketing de la conservation est un levier de sensibilisation des « grandes masses » qui est souvent avancé comme pertinent et efficace (Wright *et al.* 2015). Cette discipline s'attache à influencer les comportements des sociétés au bénéfice de la conservation au travers de la théorie du marketing social (Wright *et al.* 2005 ; Attal 2016 ; Veríssimo *et al.* 2018). Elle part du principe qu'un groupe « promoteur » obtient ce qu'il veut et ce dont il a besoin en créant, en développant, en donnant de la valeur, en promouvant ou en distribuant des produits, services et/ou des idées. Dans notre cas elle crée une vision, donne de la valeur à la conservation de la biodiversité ou à des objets particuliers de cette diversité, telle une espèce (Smith *et al.* 2010b ; Wright *et al.* 2015). En tentant d'influencer la perception, les attitudes et les intentions, le marketing de la conservation ambitionne d'être catalyseur d'un changement de comportement au sein d'une société (Veríssimo *et al.* 2018) (encadré #3).

Encadré # 3 : Changement de comportement et communication persuasive

Le comportement (ou les comportements) est un ensemble de réactions ou de réponses qu'un individu exécute dans un contexte particulier (Charron *et al.* 2014 ; Cazalis & Granon 2017). C'est l'issue d'une addition de processus (ou facteurs) externes et/ou internes assimilés qui mènent vers une manifestation corporelle de l'individu (Doron & Parot 2011). Parmi les facteurs externes l'on peut citer le contexte socio-culturel et physique de la personne : en d'autres termes, son environnement. Pour ce qui est des facteurs internes, nous devons mentionner la connaissance, les valeurs, les représentations et l'attitude (Clayton & Myers 2015).

La prise de décision qui mène vers un comportement passe par l'intégration de la cognition, l'émotion et la motivation de l'individu (Masmoudi 2010). Ces trois canaux sont construits et alimentés tout le long de la vie d'une personne à partir des facteurs externes et internes déjà mentionnés. Une personne peut ainsi avoir une (ou plusieurs attitudes) face à une situation et se comporter d'une façon opposée à sa vision du monde car un des canaux est en dissonance (cf. *dissonance cognitive*) (Clayton & Myers 2015 ; Girandola & Fointiat 2016).

L'enjeu dans l'induction d'un comportement pro-environnemental est d'avoir l'intention d'exécuter un comportement en accord avec une attitude pro-environnementale (Girandola & Fointiat 2016). L'intention est en effet la volonté ou le désir qui précède une action (Doron & Parot 2011) (figure 25).

Cette intention est malléable selon le contexte émotionnel de la personne, l'état des connaissances qu'elle a ou encore la motivation que la personne ressent à l'heure d'exécuter cette action. Prenons un exemple typique : Pour quoi perdre du temps à trier si l'on peut tout jeter dans une seule poubelle ou même jeter les déchets par terre ? Peut-être car j'ai de l'empathie pour les autres habitants de la planète (humains ou non humains). Peut-être parce que je sais que c'est mieux pour la planète ou que les déchets peuvent être valorisés et recyclés, ou encore parce que ça ne prend pas plus de temps et j'ai l'impression d'être gagnant.

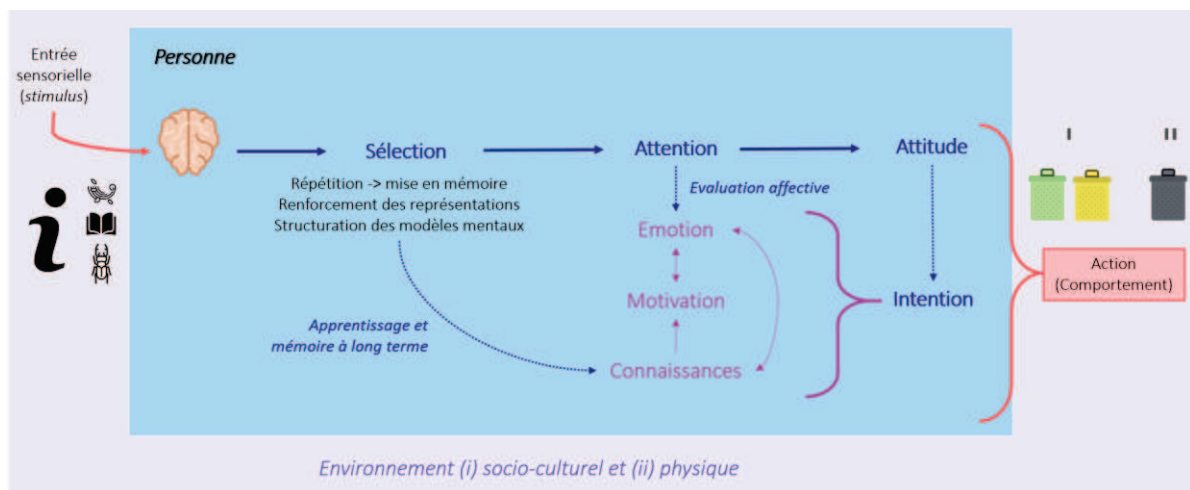


Figure 25 : Interconnexions entre perception d'un stimulus, attention, émotion et motivation selon l'interprétation de Masmoudi (2010). Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

En jouant sur ces trois facteurs, la psychologie de la persuasion et de l'engagement tente de changer les intentions et donc les comportements des personnes (Girandola 2003 ; Girandola & Fointiat 2016). La communication persuasive, issue de la recherche en psychologie de la persuasion et de l'engagement, se trouve aisément dans les discours politiques, le marketing et parfois dans l'éducation (Mucchielli 2009 ; Attal 2016).

En reprenant l'exemple du tri des déchets, plusieurs stratégies possibles de communication sont possibles. Une première jouant sur les émotions (l'appel des sentiments), une deuxième sur le partage d'information et enfin une portant sur les coûts/bénéfices du tri pour ma personne (concept d'« affordance ») (Clayton & Myers 2015 ; Girandola & Fointiat 2016).

Il est possible de rapprocher le marketing de la conservation et l'utilisation des espèces emblématiques et/ou charismatiques en conservation. En effet, leur rôle est de toucher les sentiments du public afin d'encourager une attitude protectionniste envers l'animal, ce qui

devrait conduire à un comportement congruent avec cette posture (Clayton & Myers 2015). Guiney & Oberhauser (2009) invitent à s'appuyer sur certains insectes (les papillons de jour, bien aimés du « grand public », et des groupes fournissant des services écosystémiques, comme les pollinisateurs) afin de promouvoir la conservation de l'entomofaune. Ces auteurs suggèrent l'utilisation de supports photographiques pour captiver le public et l'intéresser sur ces espèces. Par la suite, les travaux de Barua *et al.* (2012) vont confirmer le potentiel des papillons comme des espèces emblématiques. Néanmoins, nous restons sur les papillons de jour (rhopalocères), c'est-à-dire 0,6 % de la diversité entomologique en France...

Dans plusieurs campagnes de conservation de la biodiversité, nous pouvons ainsi remarquer une vision réductionniste de la biodiversité, mettant en lumière que des espèces très charismatiques (figure 26).



Figure 26. Différents moyens de communiquer sur les enjeux de conservation font appel au marketing de la biodiversité. (A) Publicité Greenpeace dénonçant le changement climatique par le biais d'une espèce : l'ours polaire. Mais quid des microorganismes, des poissons, des anémones et autres taxons de l'arctique ? (B) Autre publicité de Greenpeace qui dénonçait l'ouverture de l'exploration pétrolière en Arctique ; sur l'affiche encore des mammifères (morses). (C) L'Infographie de Laura Cattaneo (disponible sur le site web du Natural History Museum) vise à démontrer le déclin de la biodiversité à travers le temps. Les espèces animales illustrées ? A l'exception d'un papillon, il ne s'agit que de vertébrés.

Nous pouvons donc questionner la pertinence d'une telle approche du fait qu'elle est contraire à notre vision holistique de la conservation de la biodiversité. Schönfelder & Bogner (2017) proposent d'utiliser l'abeille domestique comme un emblème des pollinisateurs dans une visée de marketing de la conservation. Pourtant cela réduit l'entomofaune pollinisatrice à une espèce, par-dessus tout, domestique ! Dans un article sur l'évaluation des services écosystémiques fournis par les insectes, Noriega *et al.* (2017) remarquent que le « grand public » n'identifie que les hyménoptères, voire que l'abeille domestique, comme pollinisateurs. Les autres taxons pollinisateurs ne sont ni connus ni reconnus pour cette fonction. Parfois même, des pollinisateurs (comme les guêpes) ne sont pas reconnus par leur rôle fonctionnel, mais sont « haïs » du « grand public » (Sumner *et al.* 2018).

Le marketing de la conservation peut donc avoir un effet « simplificateur » de la problématique réelle voire tout simplement enfoncer des portes ouvertes en matière de perception ou connaissances sur la biodiversité. Cette approche laisse démunies des espèces moins charismatiques et ne s'inscrit pas dans des dynamiques pérennes de sensibilisation (Wright *et al.* 2015). Pourtant la crise d'extinction actuelle touche tous les taxons.

Dans les faits, le marketing de la conservation peine d'ailleurs à démontrer son efficacité. Courchamp *et al.* 2018 ont démontré l'étonnant déclin d'espèces de vertébrés considérées comme charismatiques et largement médiatisées. Non seulement le marketing pour la conservation de la biodiversité doit faire ses preuves (Bekessy *et al.* 2018 ; Veríssimo *et al.* 2018) et la véritable interrogation est *en quoi les approches classiques utilisées pour les groupes charismatiques est pertinente pour la conservation de la biodiversité ordinaire, voire pour la biodiversité tout court ?*

« Nous ne pouvons pas tous être des pandas »⁴² (ou autres taxons charismatiques) ; ou alors, il serait nécessaire d'être soit persuasifs, drôles ou provoquants afin de *pandariser* l'ordinaire ou le méconnu (figure 27).

Si la vulgarisation des connaissances scientifiques est essentielle pour une communication « grand public », il nous semble crucial de ne pas dériver vers une communication simpliste. L'information doit rester proche du réel (Bickford *et al.* 2012 ; Coquidé 2015).

⁴² Référence à l'ouvrage de S. Watt « The Ugly Animals: We Can't All be Pandas » (2014), The History Press, 144p.

Par conséquent, assurer la visibilité de la diversité et assumer la multiplicité des formes et des fonctions nous semble un pas important dans l'établissement d'une conservation plus intégrative (Lewis *et al.* 2007 ; New 2007).

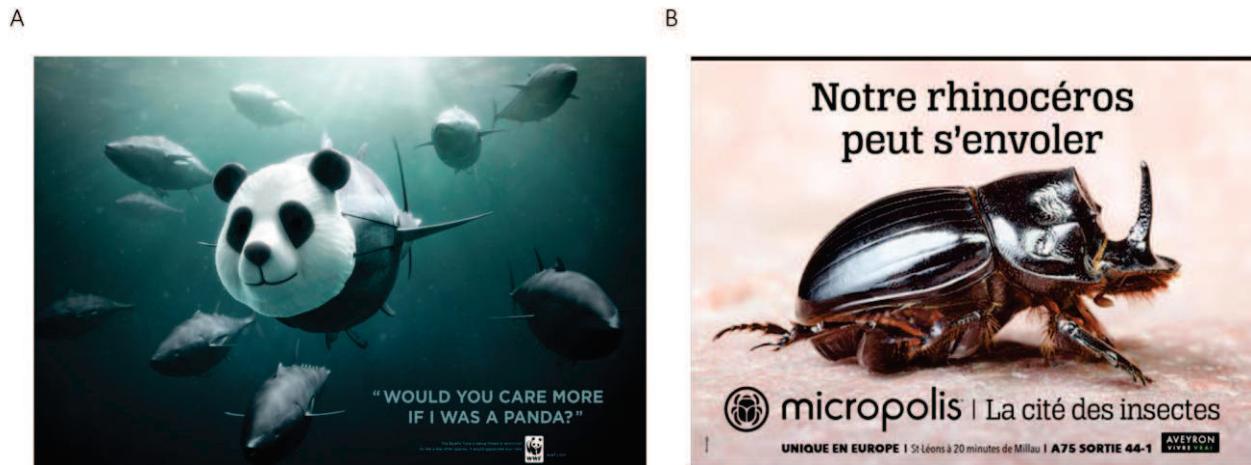


Figure 27 : (A) Campagne de la WWF pour susciter l'intérêt pour la conservation du Thon. Sur l'affiche nous pouvons lire « Serais-tu plus concerné [par ma conservation] si j'étais un panda ? ». (B) Campagne publicitaire pour Micropolis, la Cité des Insectes : dans ce cas les noms des insectes ou même leurs formes sont détournées dans des jeux de mots afin de les rattacher à des espèces charismatiques. Ici un coléoptère coprophage du genre *Coprins* est comparé à un rhinocéros à cause de sa corne frontale.

b) Multiplier les approches sensibles, multiplier les rencontres humain-insecte

Au-delà de l'inondation médiatique des papillons, coccinelles et autres « insectes-panda », nous faisons l'hypothèse que les approches sensibles sont une meilleure solution au défi de perception de la conservation de l'entomofaune, voire de la nature dans son ensemble (Terrasson 1991 ; Clavel 2017). Car la volonté de préserver des insectes force la société à dépasser les émotions primaires qu'ils évoquent : la peur et le dégoût (chapitre 1). Autrement, comment s'émerveiller, s'attacher et aimer quelque chose qui, naturellement ou culturellement, ne peut l'être ? Une fois cela dépassé, nous voilà au carrefour de différentes voies vers l'éducation/la sensibilisation à la conservation des insectes.

i. Vers une désensibilisation sociétale

Afin de proposer des approches sensibles pour la volonté de protéger les insectes, il y a un premier point à résoudre. Il s'agit de la diminution de la peur des insectes (Knight 2008 ; Lockwood 2013). Lors de l'étude 2 nous avons évoqué le mécanisme de démystification : par le biais des connaissances, remplacer les informations erronées ou biaisées, par des

renseignements neutres ou positifs (Matthews 1997 ; Schultz & Kaiser 2012). En effet, Almedia *et al.* (2017) incitent à changer les perceptions négatives via l'éducation : ils soulignent que les connaissances scientifiques, supposées neutres, peuvent positiver la vision d'un animal *a priori* craint. Ils mettent cependant le lecteur en garde sur les variabilités interindividuelles et interculturelles. En effet, la perception peut dépendre du sexe (Prokop & Tunnicliffe 2010 ; Shapiro *et al.* 2017 ; Musila *et al.* 2018), de l'âge (Hosaka *et al.* 2017) ou encore de l'origine culturelle (Bang *et al.* 2007).

Ces travaux sont en accord avec les résultats de Cailly Arnulphi *et al.* (2017) à propos du Condor⁴³ et ceux de Pepin-Neff et Wynter (2018) sur des requins⁴⁴ : un discours neutre, couplé à une exposition à cette faune (sous conditions contrôlées) a permis de diminuer la peur des participants et a engendré des sentiments pro-conservation en faveur des sélaciens.

Bien que ces résultats soient encourageants, ils restent « vertébrés-centrés ». En effet, relativement peu d'études se sont intéressées à la façon de diminuer la peur des invertébrés, et notamment dans des milieux éducatifs (Wagler & Wagler 2012) ou alors ils l'abordent de façon théorique (Simaika & Samways 2010, 2018). Matthews (1997) va inciter l'utilisation des insectes comme « outils d'enseignement » : ils nécessitent peu d'espace, se reproduisent assez vite et permettent d'aborder la diversité du vivant, au niveau espèce, mais également habitat et écosystème (Lynch *et al.* 2018). Or, la peur que les insectes (et autres invertébrés) engendrent chez les enseignants va être un blocage à l'incorporation de ces êtres vivants dans des séquences d'éducation (Wagler & Wagler 2012). En conséquence, les auteurs de ce résultat vont recommander de travailler avec des espèces charismatiques, comme les papillons. Or, ceci ne ferait qu'appuyer un biais déjà existant, laissant toujours de côté ceux qui ont un potentiel charismatique faible (voir encadré #2).

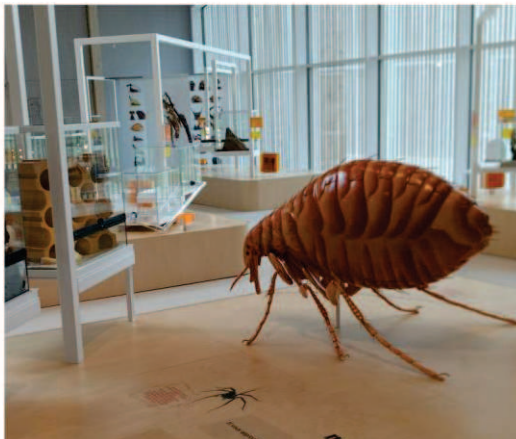
Les travaux de Frančovičová et Prokop (2017) vont donc être particulièrement intéressants : se concentrant sur un groupe d'invertébrés qui provoquent du dégoût (Cloportes), plus que la peur, ils démontrent qu'exposer ces êtres vivants à une classe d'enfants et les faire manipuler durant des activités pratiques, augmente l'envie de conserver ce groupe. Ces travaux sont d'autant plus intéressants que ce sont les participantes féminines qui ont exprimé une plus grande diminution du dégoût envers les cloportes au cours de

⁴³ Oiseau charognard de grande taille dont souvent les individus ont la croyance qu'il attaque le bétail comme un oiseau de proie.

⁴⁴ Ensemble d'espèces appartenant au super-ordre des Selachimorpha. Ces prédateurs sont redoutés bien que sur 529 espèces décrites seulement cinq soient, dans certains cas, dangereuses pour l'humain.

l'expérience ; d'ailleurs c'est cette population qui a exprimé l'attitude la plus favorable à la conservation à la fin de l'expérience. Monge-Nájera (2017) démontrera également l'effet positif de l'apport de connaissances et de l'exposition à des photos sur la déclaration d'intention positive vis-à-vis de la conservation des vers de terre, un autre groupe classique « repoussant » et peu charismatique. Enfin, les travaux récents de Wüst-Ackermann *et al.* (2018) viennent appuyer ces résultats sur la diminution du dégoût, cette fois ci concernant des insectes. Travaillant sur l'exposition à des organismes vivants et à un discours sur les insectes, les auteurs ont évalué le dégoût avant et après exposition chez des enfants. Ils ajoutent un facteur : l'exposition aux insectes à l'école ou en dehors ce cadre. Les résultats prouvent une diminution du dégoût plus importante et une meilleure acceptation des insectes dans un cadre non-scolaire que dans le cadre scolaire, les deux étant sources de changement par rapport au groupe contrôle.

A



B



Figure 28 : (A) Photo prise par M. De Flores (via twitter) à la Maison des insectes (Opie) : au premier plan, une reproduction géante d'une puce ! (B) Photo prise par M. Vicente pour le Blog tourisme en Aveyron dans les installations extérieures de Micropolis. Deux jeunes filles font connaissance avec une sculpture de fourmi.

Il semble donc possible, dans un premier temps, d'essayer d'augmenter le contact entre humains et invertébrés dans des conditions contrôlées de façon à diminuer, la peur et/ou le dégoût, augmentant ainsi la sympathie et l'envie de protéger cette diversité. Commencer par des espèces charismatiques peut être un début, il serait souhaitable de ne pas se cantonner à ces formes seules ; aller vers des formes moins connues et moins appréciées est la clé pour une vision plus large des insectes (Snaddon & Turner 2007). Ce parti pris a été porté par l'Opie depuis sa création en 1969 (Guilbot 1987). En septembre 2017, l'Opie a ouvert la Maison des Insectes en Ile de France où des animations portant sur « Insectes et préjugés » sont proposées : les visiteurs sont invités à évaluer leurs émotions en début et fin de parcours, sachant que des insectes communément repoussants sont présentés sous

forme de sculpture (figure 28a). La démarche de la Cité des Insectes - Micropolis, dans l'Aveyron, qui vise à sensibiliser sur la diversité des insectes et sur leurs mœurs, combine également une approche « classique » et un parcours ludique (figure 28b).

ii. Développer des attitudes et des comportements pro-environnementaux

Le changement des représentations et des perceptions, la construction d'une attitude pro-environnementale et l'adoption d'un comportement congruent avec ces attitudes ne sont pas des choses aisées (encadré #3 ; Finger 1994 ; Girandola & Fointiat 2016). Les schémas mentaux⁴⁵ sont constamment en mouvement, car ils sont issus des processus de mise en lien des représentations (Gineste & Indurkha 1993). Or, ce sont eux qui vont permettre à une personne de prendre une posture face à une situation, *in fine*, à adopter une attitude et un comportement (figure 13). Comprendre cela permet de prendre la mesure de leur impact sur la considération et la conservation de la biodiversité (Fischer & Young 2007 ; Schultz & Kaiser 2012).

Hormis le contexte socio-culturel et les structures cognitives propres à un individu, certains auteurs ont démontré que notre attention pour la biodiversité, et donc les modèles mentaux que l'on va construire à son propos, dépendent également de l'exposition à la Nature dès le plus jeune âge (Chawla 2007 ; Myers 2012 ; Hosaka *et al.* 2017). Chawla (1999) démontre ainsi durant une série d'entretiens que les personnes ayant décidé de prendre une voie professionnelle pro-environnementale avaient eu une longue exposition à la nature et des facteurs sociaux les ayant rassurés dans leurs représentations et attitudes.

Certains auteurs notent un changement possible au niveau de la perception et des représentations, voire des attitudes, envers le monde vivant (incluant des insectes) lors de séquences spécifiques d'apprentissage couplées à des sorties « terrain » (Shipley & Bixler 2016 ; Chawla 2017 ; Korkmaz *et al.* 2018). Cornelisse et Douane (2013) ont étudié les pratiques récréatives dans des prairies côtières américaines où une Cicindèle en danger

⁴⁵ Les schémas mentaux ou modèles mentaux sont des ensembles d'images et/ou de concepts organisés selon des « cadres » cognitifs. Ces cadres peuvent être pensés comme des boîtes interconnectées ; ainsi *Chien* pourra être lié à des caractéristiques prototypiques (quatre pattes, queue, deux yeux...) mais également à des souvenirs, connaissances ou perceptions personnels. Ces schémas servent de support aux raisonnements et prédictions qu'un individu peut faire ; en effet, les sujets complètent les données issues de leurs connaissances ou intuitions afin de se construire une représentation d'un objet, une situation afin de choisir la représentation la mieux adaptée (Ballé 2001 ; Charron *et al.* 2014).

(*Cicindela ohlone*) est présente. Ces auteurs soulignent également qu'en faisant remarquer la présence des cicindèles sur le chemin et en donnant des informations sur son écologie et statut de conservation, non seulement les attitudes pro-conservation ont augmenté, mais les comportements de certaines personnes ont changé, en faveur de la protection de ce coléoptère. Dans cet exemple l'observation directe et la curiosité ont été utilisées comme leviers pour activer de l'empathie/sympathie, l'envie de savoir/avoir plus, l'envie de changer certains comportements pour la préservation des insectes (Kashdan *et al.* 2018).

Capter l'attention du « grand public », et stimuler sa curiosité par le biais de connaissances peut se faire au sein de manifestations ponctuelles, comme le démontre l'initiative « Sex & Bug's & Rock'n roll » (Sayer *et al.* 2014). Lors d'un festival de musique au Royaume-Uni, des entomologistes en collaboration avec des animateurs et des chercheurs en communication engageante ont monté un stand de présentation des différents insectes présents sur le territoire anglais, afin de sensibiliser et engager à la conservation des insectes. Leurs retours sont très positifs : non seulement beaucoup de personnes se sont arrêtés au stand, mais au-delà des activités proposées les personnes sont restées discuter avec les chercheurs à propos de leurs travaux scientifiques.

Nous avons vécu une expérience analogue lors de la fête de la Science (automne 2017) (figure 29) : nous avons proposé des séances d'observation et de dessin autour d'insectes morts ou vivants à un public universitaire, les séances ont été accompagnées d'une présentation courte sur la diversité des insectes. Parmi les retours que nous avons eus des participants (14 au total), plus de la moitié ont déclaré avoir « appris à regarder autrement les insectes lors des ateliers ». Nous avons recueilli des témoignages tels que « Je pense que la protection des insectes est primordiale, ce n'est pas pour autant que j'ai envie de leur faire des câlins. Parler avec des gens qui comprennent réellement la beauté des insectes est très intéressant » ou encore « J'ai pris du plaisir, c'était amusant, dans un domaine de création libre plaisant avec un thème vers lequel je ne vais pas naturellement ». Il serait ainsi possible, par l'apport de connaissance ou tout simplement en proposant une approche sensible de l'observation, de sensibiliser les participants aux insectes et peut-être, dans certains cas, de réussir à dépasser certains a priori.

A propos de l'approche sensible au travers la pratique artistique, Clavel (2017) propose d'investir l'*écosomatique*, c'est-à-dire le corps et les sensations liées (toucher, manipuler...). L'approche immersive et esthétique est pour elle une façon de reconnecter les individus avec la nature, l'idée étant d'entrer en résonance pour établir une écoute et une compréhension.



Figure 29 : Différentes photos prises lors de la Fête de la Science sur le thème « Un autre regard sur l'insecte », conduite en septembre 2017. Photographies : C. LEANDRO et A.L. GEORGE-MOLLAND.

L'attention du public peut également être captée au travers d'initiatives de moyen et long terme. Les programmes de sciences participatives portant sur les insectes ont un grand potentiel pour soutenir les efforts de conservation des invertébrés ou autres groupes peu charismatiques. Ils donnent l'opportunité de créer des espaces de communication et d'éducation positive auprès du « grand public » (Kellert 1993 ; Samways et al. 2009 ; Troudet *et al.* 2017 ; Lynch *et al.* 2018 ; Samways 2018). Le cas du Spipoll (Suivi photographique des insectes pollinisateurs) a été analysé récemment, soulignant la grande qualité des données, mais surtout la formation d'une communauté virtuelle d'entraide qui entretient la motivation et permet à la participation de se maintenir (Deguines *et al.* 2018). Se focalisant sur six programmes étasuniens, l'équipe de Lynch (2018) a vu de son côté une corrélation positive entre la participation à un programme de sciences participatives et l'acquisition de connaissances accompagnée d'une plus haute estime de la diversité entomologique. Ces trois programmes ont permis d'apporter aux participants un regard neuf sur les insectes et ont influencé leurs attitudes sur la nature et l'environnement (De Flores & Deguines 2012 ; Lynch *et al.* 2018).

Il est néanmoins important de souligner que, dans la plupart de ces programmes, les participants ont eu une longue éducation et une prédisposition à « aimer » la Nature (Toomey & Domrose 2013 ; Lynch *et al.* 2018), biaisant ainsi l'effet que pourrait avoir la participation au programme sur l'attitude des participants, voire à terme, leur comportement.

A nos yeux, les programmes de sciences participatives peuvent être plus pertinents pour des enfants, car ils permettraient d'initier, de former mais aussi de participer à la construction de la personnalité un plus grand nombre de citoyens. Ce processus devrait être néanmoins accompagné par des adultes, particulièrement ceux qui sont des éléments sociabilisants⁴⁶, qui vont pouvoir guider le regard de façon à émerveiller, créer de la curiosité et aller jusqu'au façonnage des attitudes pro-environnementales de l'enfant (étude 2 ; Chawla 2007 ; Chawla 2017).

Au-delà des sciences participatives, il faut évoquer de l'éducation à l'environnement de façon large. Il s'agit d'une sensibilisation active, dans un cadre scolaire ou informel, des enfants à l'environnement et à tout ce qui compose cet environnement (Coquidé 2017 ; Chawla 2017). L'éducation et la sensibilisation à l'environnement ont pour visée de traduire les connaissances scientifiques en discours compréhensibles pour le plus grand nombre (Tohmé & Tohmé 1991). Elles doivent permettre de revoir des représentations issues de croyances grâce aux nouvelles connaissances acquises (Coquidé 2015 ; Wagler & Wagler 2012).

Ainsi, cette éducation devrait pouvoir non seulement « désensibiliser » les enfants (et éventuellement autres publics (Cottureau 2017)), comme nous l'avons montré précédemment, mais également leur permettre de développer une attitude positive envers le vivant au travers des approches sensibles (Coquidé 2015 ; Clayton & Myers 2015) (figure 30). Il existe néanmoins peu d'études qui évaluent le changement d'attitude et de comportement après une expérience d'éducation ou de sensibilisation à l'environnement. Cependant, ces études montrent des résultats encourageants laissant penser qu'un changement à court moyen terme est possible, notamment chez les jeunes (Chawla & Derr 2012 ; Cottureau 2017).

⁴⁶ Référence à la notion de « key socializer person » désignant une personne de l'entourage de l'enfant qui va contribuer de façon significative à la construction de la personnalité de l'enfant et sa façon de percevoir/se représenter le monde (Chawla 2009).

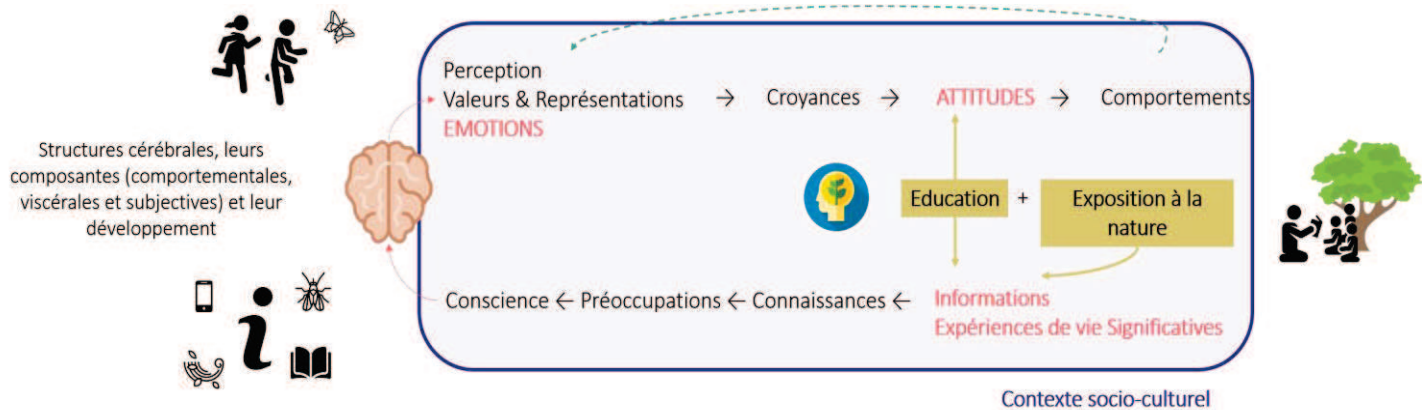


Figure 30 : Lien entre perception, attitudes, comportement, dans le cadre de l'éducation à l'environnement. Figure basée sur le modèle dominant en éducation à l'environnement décrit par Finger (1994) et complété par les travaux de Clayton & Myers (2015) ainsi que de Cazalis & Granon (2017) appuyant sur le rôle des émotions dans la construction des attitudes, et donc des comportements. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

iii. « Provoquer l'inattendu »

Il est important de ne pas oublier le potentiel d'une rencontre fortuite avec une chenille dans le jardin, une fourmilière dans la cour de l'école, ou encore un insecte blessé, dans la construction personnelle d'une personne et plus particulièrement un enfant (Chawla 2017). Car il est possible de vivre un moment d'émerveillement ou de connexion particulière avec des invertébrés en dehors des cadres éducatifs, scientifiques ou participatifs.

L'expérience personnelle, en solitaire a aussi un rôle à jouer sur l'attitude pro-environnementale d'une personne (Clayton & Myers 2015). Comme évoqué plus haut, l'exposition à la nature, et donc l'augmentation de la probabilité à rencontrer une diversité riche, va jouer un rôle dans la construction du regard, surtout durant l'enfance (Chawla 2007; Myers 2012; Clayton & Myers 2015). Il faut donc favoriser ces rencontres via la mise en place d'espaces verts dans les cours de récréation (Lerstrup & van den Bosch 2017), en laissant jouer (ou amener) les enfants dans des espaces naturels (Chawla 2017) ou durant des classes vertes ou autres sorties (Coquidé 2017).

De la même façon, certains chercheurs incitent à repenser l'aménagement de l'espace urbain de façon à ce que chaque habitant, et notamment les enfants, ait accès à un espace de nature (Taylor *et al.* 1998 ; Lerstrup & van de Bosch 2017 ; Chawla 2017). En effet, résidant de plus en plus dans des zones urbaines denses, l'humain est moins exposé à la

nature et, de ce fait, est en déconnexion avec celle-ci (Dunn *et al.* 2006 ; McDonnell & McGregor-Fors 2016). Mettre à disposition ces espaces permettrait donc de contrecarrer cette problématique.

Ces (jeunes) explorateurs du jardin, des friches ou des parcs pourraient un jour être plus sensibles et avoir plus d'empathie pour la biodiversité dans son ensemble (Coquidé 2015 ; Cottureau 2017) ; et, qui sait, devenir la nouvelle génération de professionnels et chercheurs en sciences de la conservation (James *et al.* 2015) !

2. Armer la recherche d'outils et de techniques pour une vision holistique

Le développement de l'étude écologique des insectes et des recherches portées sur la conservation de ce groupe est récent (figure 19 ; Diniz-Filho *et al.* 2010). Le défi qu'impose la diversité des formes, d'exigences, d'interactions et de fonctions n'est pas des moindres. Or les progrès techniques qui ont accompagné l'essor de l'entomologie ne cessent de repousser les limites et aujourd'hui certaines innovations peuvent permettre de résoudre des difficultés jusqu'alors insurmontables (Lewis *et al.* 2007 ; New 2009 ; Samways 2015).

Par exemple, l'étude des lépidoptères en milieu tropical, ne serait-ce que par le biais d'inventaires, est un défi de détectabilité et dépend de l'abondance relative des individus (Buckland *et al.* 2011 ; Magurran & Henderson 2011). L'utilisation d'outils moléculaires, dont les codes-barres spécifiques (barcodes), pour distinguer les espèces est une réalité depuis plusieurs années (Hajibabaei *et al.* 2006). A la suite d'une série de tests et d'améliorations, en 2016 Janzen *et al.* partagent le succès de l'utilisation des barcodes pour pouvoir inventorier des lépidoptères.

D'Aguilar (2006) mentionne l'avènement des méthodes moléculaires comme une deuxième impulsion, depuis le microscope, pour l'entomologie. Il fait référence aux techniques de séquençage⁴⁷ et de génotypage⁴⁸ des espèces et des individus. Les bases pour ce qui sera appelé plus tard le barcoding et le metabarcoding (reconnaissance moléculaire des espèces), sont ainsi lancées. Depuis, les travaux sur l'identification moléculaire des invertébrés ont fortement augmenté (+174 % depuis 2006, source WoS). Et d'autres techniques sont venues s'ajouter : l'ADN environnemental (ADNe) et l'ADN ingéré (ADNi) permettent aujourd'hui

⁴⁷ Méthodes de détermination des séquences génétiques (macromolécules constituant l'ADN) des espèces (Jordan pour l'Encyclopédie en ligne Universalis, consultée en septembre 2018).

⁴⁸ Caractérisation du patrimoine génétique propre à un individu (Ramade 2008).

d'identifier des espèces à partir de leurs traces laissées dans l'environnement, où du contenu stomacal (ou fécal) d'autres espèces (Thomsen & Wilerslev 2015).

Cependant, les techniques moléculaires ne sont pas les seules à être d'un intérêt particulier pour l'entomologie. Nous pouvons mentionner l'utilisation d'isotopes pour mesurer le transfert des nutriments à différentes échelles de la chaîne trophique dans un ou plusieurs milieux (Gratton *et al.* 2008 ; Bultman *et al.* 2014). Couplées aux techniques d'ADNi, les méthodes utilisant les isotopes ouvrent des perspectives jusque-là impensées quant à la description des flux de matière dans un système complexe (Bohmann *et al.* 2014).

Dans des visées plus comportementales, la miniaturisation de matériel télémétrique ou encore la miniaturisation de caméras d'enregistrement a permis de mettre en lumière des modes de déplacement d'animaux, dont des insectes, et de mieux évaluer leurs capacités dispersives (Rink *et al.* 2007 ; Kissling *et al.* 2014 ; Tini *et al.* 2018). Elles ont également permis de réaliser des observations inédites sur la pollinisation des plantes par les abeilles (Lihoreau, projet en cours).

Un dernier exemple à mentionner serait l'utilisation de technologies tomographiques pour l'étude de l'action des invertébrés sur le sol. En effet, le matériel désormais transportable peut servir à étudier l'architecture des galeries de différents organismes pour qui les études *in situ* étaient jusqu'à présent impossibles (Perna *et al.* 2008 ; Pigneret *et al.* 2016 ; Gutiérrez *et al.* 2018 ; Vergnes & Blatrix, projet en cours).

Dans le tableau 6, nous avons illustré certaines avancées techniques majeures qui ont accéléré l'acquisition de connaissances sur des domaines jusque-là difficiles à aborder avec des références à des études sur des invertébrés.

Parfois il s'agit d'une recherche d'optimisation de méthodes existantes, ou encore une adaptation à des contextes environnementaux particuliers. Néanmoins, il semble important que nos protocoles de sondage et d'évaluation de la biodiversité soient en évolution, de façon à avoir une meilleure vision de l'ensemble (Gaston & O'Neill 2004 ; Samways 2008).

Afin de répondre au besoin d'une conservation holistique, il nous paraît essentiel de faire appel à des méthodes et des techniques diverses, capables de dépeindre une bonne partie du système, si ce n'est pas tout le système biologique ciblé (Leather *et al.* 2008 ; Samways 2008 ; Pimm *et al.* 2015). Et au-delà de leur utilisation de façon indépendante, c'est l'orchestration/coordination de ces techniques qui sera en capacité de fournir des visions complètes des systèmes.

Tableau 6 : Quelques exemples de sauts techniques récents qui ont été incorporés dans la recherche en entomologie.

Saut méthodologique	Utilisation	Références scientifiques
Miniaturisation d'outils pour la télémétrie et le radio-tracking	Etude des stratégies et distances de dispersion chez des insectes.	Rink <i>et al.</i> 2007 ; Kissling <i>et al.</i> 2014 ; Tini <i>et al.</i> 2018
Prises de vue tomographiques sur le terrain	Mettre en lumière les poches d'air dans le sol, poches correspondant à des galeries, chambres de nidification ou autres structures créées par des invertébrés.	Perna <i>et al.</i> 2008 ; Pigneret <i>et al.</i> 2016
Miniaturisation de caméras	Réaliser des études comportementales, exemple : comportement de butinage des pollinisateurs	Projet SmartFlower (Lihoreau, en cours)
Mesure du transfert des nutriments du milieu aux espèces et des espèces vers les milieux	Liens trophiques entre milieu terrestre et aquatique ; exemples : diptères et lépidoptères	Gratton <i>et al.</i> 2008 ; Bultman <i>et al.</i> 2014
Développement des méthodes de barcoding	Etude des liens trophiques de la micro-faune ; inventaires de biodiversité	Sheppard & Harwood 2005 ; Weber & Lundgren 2009 ; Buckley 2016b

Enfin, il nous semble important que les savoirs sur l'application de nouvelles approches puissent circuler davantage entre amateurs, scientifiques et professionnels de la gestion et conservation (Pearson & Cassola 2012). La mise en place de bases de données communes (Diniz-Fiho *et al.* 2010) et la collaboration entre les différents acteurs au sein de projets (New 2009 ; Pearson & Cassola 2012 ; Samways 2015) sont des facteurs de succès pour la conservation des insectes. Ils permettent d'avoir une science pour l'action ancrée sur des problématiques et des évidences de terrain (New 2009 ; Arlettaz *et al.* 2010 ; Samways 2018) et qui s'interroge sur les techniques existantes capables de répondre aux besoins futurs.

3. Militer pour une vision holistique et dynamique dans la conservation

« Une mouche ne doit pas tenir plus de place dans la tête du naturaliste qu'elle n'en tient dans la nature » disait Buffon en (1707 - 1788). Cette citation qui a plus de 300 ans semble

pourtant encore d'actualité... remplacez *naturaliste* par *conservationniste*, qu'il soit acteur scientifique, politique, économique ou autre. Si les insectes représentent 2/3 de la diversité, pourquoi ne pas imaginer 2/3 des financements, projets, outils de communication « Biodiversité » et postes dédiés à ce groupe et à leurs écosystèmes ? Cette proposition fait résonner des problématiques déjà soulignées par d'autres auteurs (Lewis *et al.* 2007 ; Cardoso *et al.* 2011 ; Barua *et al.* 2012 ; Pina & Hochkirch 2017) mais peut sembler provocante... nous avons du mal à nous détacher de notre perception, ce défi que Samways (2010) anticipe et qui se répercute dans les sphères décisionnelles, devenant un « dilemme politique et réglementaire » (étude #3).

Même si elle est plus facile à décréter qu'à appliquer, la « mise à jour » de la réglementation relative à conservation du vivant serait pour nous une façon de défendre une vision qui veille à une protection optimisée en s'appuyant sur les plus récentes connaissances scientifiques. La biodiversité est en constante évolution, du gène à l'écosystème, nos outils se doivent être en accord avec cette dynamique (Devictor 2014 ; Pimm *et al.* 2015 ; Robert *et al.* 2017).

Des auteurs ont déjà démontré la possibilité de rendre les listes des annexes de la Directive Habitats flexibles par le biais d'évaluations régulières sur l'effet des mesures sur les taxons protégés (Cardoso 2012 ; Haslett 2012 ; Hochkirch *et al.* 2013). Leur idée : éviter de rendre les politiques de conservation, et surtout les espèces, des objets immuables, ce qui est un problème de simplification qui est partagé ensuite avec le « grand public » (Maris 2016). Nous-mêmes avons apporté des pistes pour rendre les listes de protection européennes dynamiques en y intégrant des niveaux de biodiversité supérieurs à celui de l'espèce (étude #3). Notre idée est que, pour être en capacité à préserver l'ensemble de la diversité du vivant, nous avons intérêt à accepter la complexité de cette diversité et à faire en sorte qu'elle soit prise en compte, plutôt qu'à réduire notre vision de la biodiversité à quelques espèces et quelques habitats. Ce jour-là, les insectes auront la même valeur que les vertébrés charismatiques tels que l'aigle royal, le lynx ou le panda.

Nous ne sommes peut-être pas encore prêts à faire un si grand pas, à prendre une voie radicalement différente du chemin actuel, qui réduit la diversité à quelques espèces. Néanmoins, de petites brèches doivent être ouvertes ; et avec les acquis passés et actuels, nous pouvons essayer de trouver une voie à suivre pour améliorer la conservation de l'entomofaune, ce tissu du vivant, à première vue, ordinaire.

Puis, à plus long terme, l'on pourrait souhaiter ne plus avoir à cloisonner les taxons, quel que soit le niveau, mais avoir une approche écosystémique de la conservation.

En fin de compte, ce changement de paradigme n'est pas qu'une préoccupation de quelques scientifiques ou experts de la conservation confrontés à l'ordinaire, mais relève également de préoccupations sociétales. C'est ce que certains écrits des philosophes Derrida et Morton laissent entendre. Dans *La Bête et le Souverain* (2002), Derrida fait appel à la bienveillance et à la « responsabilité auprès du plus dissemblable, du tout autre, justement du monstrueusement autre, de l'autre méconnaissable », *Humain et/ou Non-Humain*. Morton (2010) soutient dans son ouvrage *The ecological thought* que toutes les formes de vie sont connectées dans un vaste maillage enchevêtré (*Mesh* en anglais), ce qui nous oblige à avoir une considération et une responsabilité envers notre environnement, rejoignant notre pensée d'une conservation intégrative, écosystémique.

4. Mettre en place des projets de conservation de l'entomofaune

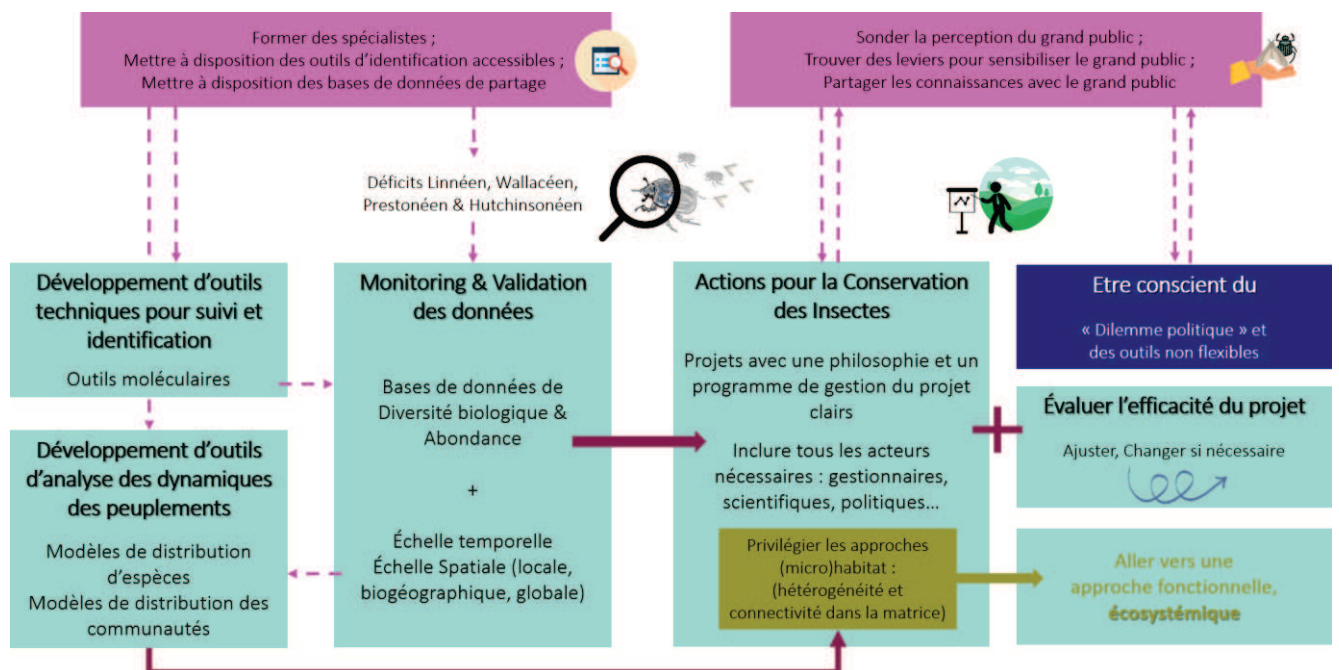


Figure 31 : Schéma issu de la figure 7 complété de façon à proposer un cadre général pour des projets de conservation de l'entomofaune. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Au travers des premiers chapitres de ce manuscrit, s'attaquant aux outils pour la connaissance et la conservation, et plus particulièrement à celle des insectes, nous avons abordé le triage, les biais de perception, les biais de connaissance et les instruments réglementaires, entre autres.

Prendre en compte ces aspects est nécessaire afin d'améliorer la conservation de la biodiversité, notamment *ordinaire*. Mais, à eux seuls, ces points n'aboutiraient pas à un véritable changement.

A partir du schéma proposé par Samways (2015) pour la conservation des insectes, nous proposons un cadre plus complet qui s'appuie sur nos travaux de recherche et également d'autres travaux d'entomologistes impliqués dans la conservation de l'entomofaune (Chessman & Key 2009) (figure 31).

Notre cadre conceptuel pousse à s'interroger :

1. sur le niveau de biodiversité sur lequel on souhaite axer le travail (espèce, peuplement, communauté, fonction) de recherche et conservation ;
2. sur les moyens techniques nécessaires au suivi et à l'évaluation de ce niveau afin de faciliter le travail de conservation ;
3. sur la perception et la représentation du niveau de diversité ciblé et sur l'identification des leviers pour sensibiliser le « grand public » et les décideurs ;
4. sur la durabilité et l'extension potentielle du projet : il faudrait donc partager au maximum les données, les méthodes, les résultats à une large audience et former les futurs spécialistes.

En suivant ces recommandations, nous allons construire une stratégie pour la connaissance et la conservation d'un groupe d'insectes : les coléoptères coprophages, qui constituent des « peuplements » au sein des écosystèmes.

Ce groupe a été choisi en raison de la difficulté d'accessibilité (détectabilité, vie dans le sol, difficulté d'identification, manque de spécialistes...) et de la méconnaissance qui le caractérisent, malgré un caractère pivot dans les écosystèmes pastoraux. Nous faisons l'hypothèse que les verrous techniques et de perception font que cette biodiversité n'est pas encore suffisamment prise en compte dans les programmes de recherche, gestion ou conservation. Ainsi, par leur caractère ordinaire, ils doivent être traités avec une approche intégrative.

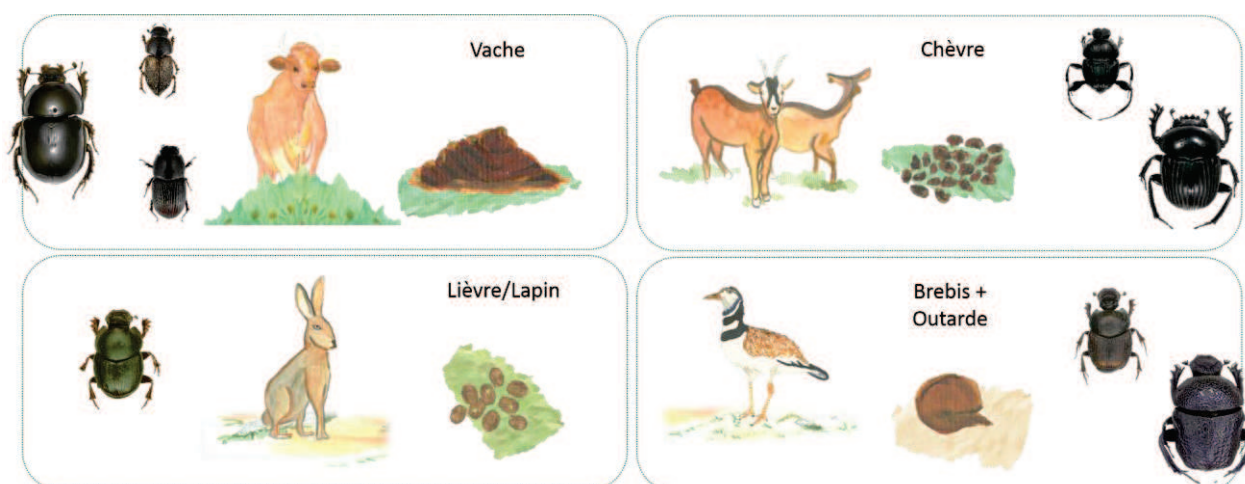
Partie II : Stratégie pour l'étude et la conservation des coléoptères coprophages en France

Chapitre 1 : Les coléoptères coprophages de France

1. Présentation et Représentations du groupe

a) Des Scarabaeoidea Iaparosticti

Parmi les 34 ordres d'insectes existant à ce jour, les coléoptères représentent plus de 360 000 espèces connues à l'échelle de la planète (Stork 2009). Rien qu'en France ils représentent un quart des insectes, soit environ 11 600 espèces (Tronquet 2014). Toutes ces espèces de coléoptères se regroupent en différentes familles, tribus et genres. Elles ont toutes un point en commun : une paire d'ailes antérieures rigides et qui recouvrent tout ou presque tout l'abdomen, formant ainsi des « étuis protecteurs » pour les ailes postérieures, souples qui servent pour le vol. C'est ainsi que le nom « coléoptère » prend tout son sens du grec : *koleos* « étui », *pteron* « ailes ».



Les coléoptères coprophages regroupent trois familles appartenant à la super-famille des Scarabaeoidea. La plupart de ces espèces s'alimentent préférentiellement d'excréments de mammifères herbivores (ovin, bovin, caprin, équin, ...) (Hanski & Cambefort 1991). D'autres

types d'excrément, comme les fientes d'oiseaux, peuvent être également consommés (Jones *et al.* 2012 ; Stavert *et al.* 2014) (figure 32). Certaines espèces peuvent être saprophages de façon secondaire (Halffter & Matthews 1966 ; Halffter 1991 ; Finn & Gittings 2003 ; Pérez-Ramos *et al.* 2007). Parler de *coléoptères coprophages* revient à exclure d'autres coléoptères pouvant se trouver également dans le micro écosystème « bouse », comme des hystéridés (Hysteridae) et des staphylins (Staphylinidae).

La coprophagie est un long processus d'ultra spécialisation survenue entre le Crétacé tardif et l'ère Tertiaire (Scholtz 2009). Cette large fourchette temporelle (~30 millions d'années) permet d'intégrer l'hypothèse d'une première radiation avec l'augmentation de la diversité et des quantités de déjections de dinosaures au Crétacé (il y a 203 millions d'années), et d'une seconde radiation en lien avec l'augmentation des déjections de mammifères, dont la diversité a fortement augmenté au Paléogène (il y a 65 millions d'années). Les travaux les plus récents pencheraient pour l'hypothèse « dinosaurienne » (Gunter *et al.* 2016 ; Davis *et al.* 2016 ; Schweiger & Svenning 2018), même si les patrons actuels de distribution semblent liés à la faune mammalienne du Pléistocène, elle-même bouleversée par la dernière glaciation (Gunter *et al.* 2016 ; Schweiger & Svenning 2018) (figure 33).

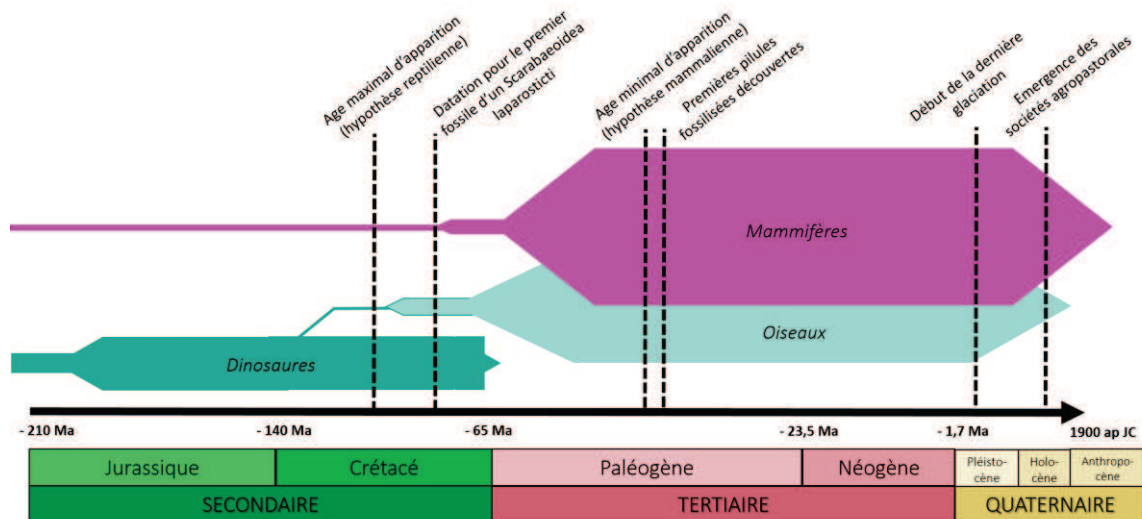


Figure 33 : Frise chronologique des derniers âges géologiques mise en parallèle avec la diversification, diminution ou disparition des taxons au cours du temps. L'âge s'exprime en Million d'années (Ma) avant notre ère (l'année de repère étant 1950) ; la surface des figurés pour la diversité biologique est proportionnelle au nombre d'espèces. Sources : Service Géologique National BRGM.

Les trois (sous)familles de coléoptères coprophages sont : les Geotrupidae (Géotrupes), les Aphodiinae (Aphodiens) et les Scarabaeinae (Scarabées), c'est deux sous-familles constituant

les Scarabaeidae (Tarasov & Dimitrov 2016). C'est ce dernier groupe qui est le plus emblématique, notamment les espèces appartenant à la tribu des Scarabaeini qui roulent des pilules d'excréments jusqu'à une zone favorable où ils pourront creuser leur galerie et enterrer leur butin (Halffter *et al.* 2011). Ce comportement, dit « rouleur », n'est pas le seul possible chez les coléoptères coprophages. Il est la résultante d'un certain nombre de mécanismes permettant d'éviter la compétition entre espèces, sachant que l'excrément est une ressource éphémère et distribuée de façon très hétérogène dans l'environnement (Hanski & Cambefort 1991). Au sein de ces trois familles, qui constituent les « bousiers », on peut trouver une grande hétérogénéité comportementale, ce qui va permettre de partager la ressource et l'espace. À côté des rouleurs, on observera des insectes construire leur galerie sous le dépôt d'excrément et d'autres vivre directement dans l'excrément. Ainsi, on distingue trois grands groupes fonctionnels : les Télécoprides (rouleurs), les Paracoprides (fouisseurs) et les Endocoprides (résidents) (Doube 1990) (figure 34).

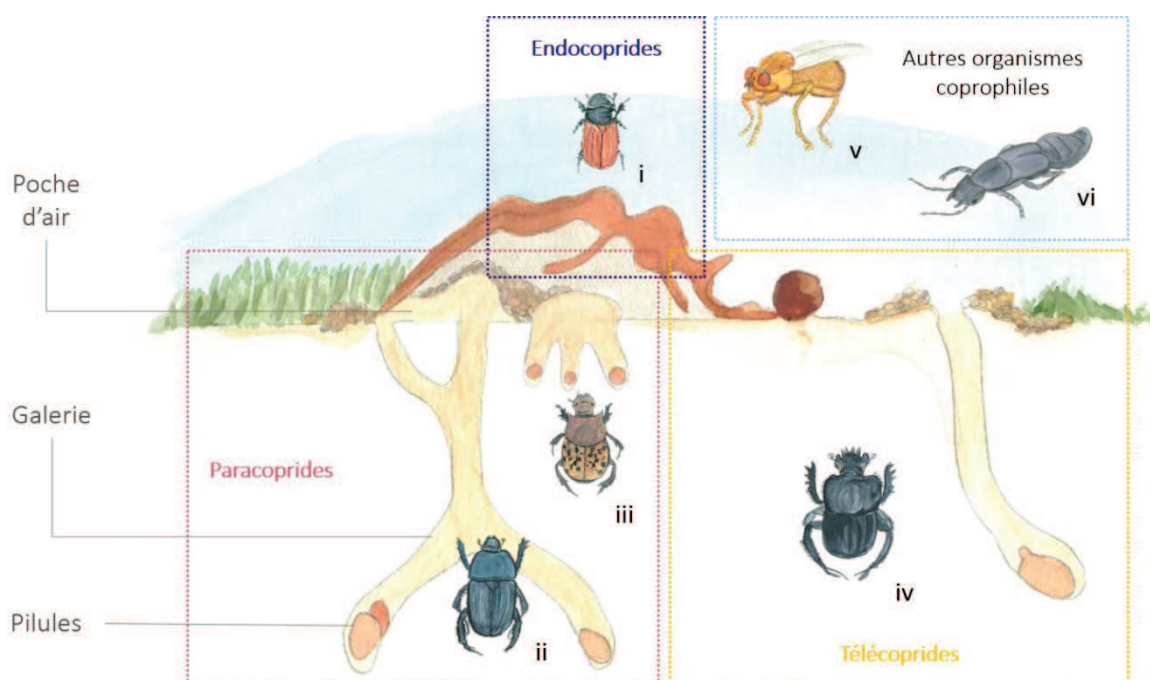


Figure 34 : Grands groupes fonctionnels selon Doube (1990). Les espèces Endocoprides sont essentiellement des Aphodiinae, ici illustrées par un (i) *Aphodius fimetarius* ; parmi des paracoprides l'on peut trouver des (ii) Geotrupidae et des Scarabaeidae, dont ici un (iii) *Onthophagus coenobita*. Enfin chez les télécoprides l'on va observer essentiellement des Scarabaeidae, dont les genres tels que *Scarabaeus* (iv), *Sisyphus* ou *Gymnopleurus*. Enfin, d'autres groupes peuvent être présents dans le « micro-écosystème bouse » : en particulier des diptères (v) et des Staphylins (vi). Toutes les espèces représentées sont présentes en France.

A cette classification, il faut conjuguer les différentes stratégies de reproduction et nidification des espèces. En effet, chez les Scarabaeoidea laparosticti on va observer un gradient entre les stratégies « r » et les « K ». Les « r » sont souvent illustrés par des espèces d'Aphodiinae, résidentes et avec une ovo-déposition importante. Les « K » sont représentées par des rouleurs (tribu des Scarabaeini) (figure 35) et certains fousseurs (tribu des Coprini), qui ont des soins parentaux très élaborés et un nombre de descendants faible. Enfin, il y a un éventail d'espèces « intermédiaires » : c'est le cas, par exemple, des espèces de la tribu des Onthophagini (Scholtz 2009).



Figure 35 : Cycle de vie d'un coléoptère coprophage télécopride de stratégie K (*Scarabaeus* sp.).

Ainsi, de par leur comportement lié au régime alimentaire et de nidification, les coléoptères coprophages assurent différentes fonctions écologiques. En effet, une proportion significative des nutriments consommés par les vertébrés est éliminée dans les déjections (Nichols *et al.* 2008). Le transfert de déchets fraîchement enfouis sous la surface du sol par les fousseurs et les rouleurs, relocalise physiquement la matière organique riche en nutriments (Carbone, Azote, Potassium, Phosphore, Calcium, Magnésium), permet d'augmenter la porosité superficielle du sol, d'augmenter la densité de la microfaune du sol et de réduire l'infestation des parcelles en parasites gastro-intestinaux (Losey & Vaughan, 2006 ; Nichols *et al.* 2008 ; Manning *et al.* 2016).

Ces transferts d'éléments minéraux dans le sol ainsi que les effets sur l'humidité du sol peuvent favoriser la croissance des plantes (Johnson *et al.* 2016). De façon analogue, les coléoptères coprophages roulent ou enfouissent les graines présentes dans les bouses, ce qui permet une dispersion verticale et horizontale et aide les graines à éviter les taux extrêmement élevés de prédation (Shepherd & Chapman 1998 ; Nichols *et al.* 2008 ; Bloor *et al.* 2012 ; Griffiths *et al.* 2016). Enfin, certaines espèces seraient également pollinisatrices (Kryger 2009), même si cette fonction reste anecdotique au sein du groupe (Yoshihara & Sato 2015).

b) Des Bousiers

Au-delà terminologies, relevant de la taxonomie, utilisés par les naturalistes, entomologistes ou scientifiques pour désigner les coléoptères coprophages, il y a deux termes vernaculaires qui peuvent également faire référence à ces espèces : il s'agit de « Bousiers », et parfois de « Scarabées ». La première est bel et bien une vision englobante, alors que la deuxième est une vision non représentative de la diversité.

Comme mentionné précédemment, ce sont les espèces rouleuses et en particulier les « Scarabées vrais » (Scarabaeini), des genres *Scarabaeus*, *Ateuchetus* ou bien *Kheper* (Ratcliffe 2006 ; Jay-Robert *et al.* 2016), qui sont les plus connues d'un public universitaire occidental⁴⁹. Il s'agit d'un héritage culturel datant de l'Égypte ancienne, dans lequel *Khepri*, Dieu scarabée, représente avec son disque solaire le cycle de vie et de mort, éternel recommencement. Cette figure provient directement du comportement de certaines espèces actives en journée ou au crépuscule et également le fait que les scarabées étaient vus sortir de Terre au printemps, pour disparaître ensuite, et revenir l'année d'après (Cambefort 1987 ; Rattcliffe 2006 ; Jay-Robert *et al.* 2016).

Le côté mystique est accentué par les noms vernaculaires donnés à certaines espèces : le Scarabée sacré, le Minotaure ou encore le Sisyphe de Schaëffer (figure 36). Noms vernaculaires dont la plupart des espèces sont dépourvues, tout du moins en France (7,6 % pour les espèces de coléoptères coprophages françaises, selon le référentiel TAXREFF v11, 2017).

⁴⁹ Dans les données collectées lors du travail sur les représentations et perceptions des insectes (étude #3), le mot « scarabée » est apparu en 10^{ème} lorsque nous avons demandé une liste d'insectes (sur 78 taxons cités). « Bousier » n'est ressorti qu'en 37^{ème}.

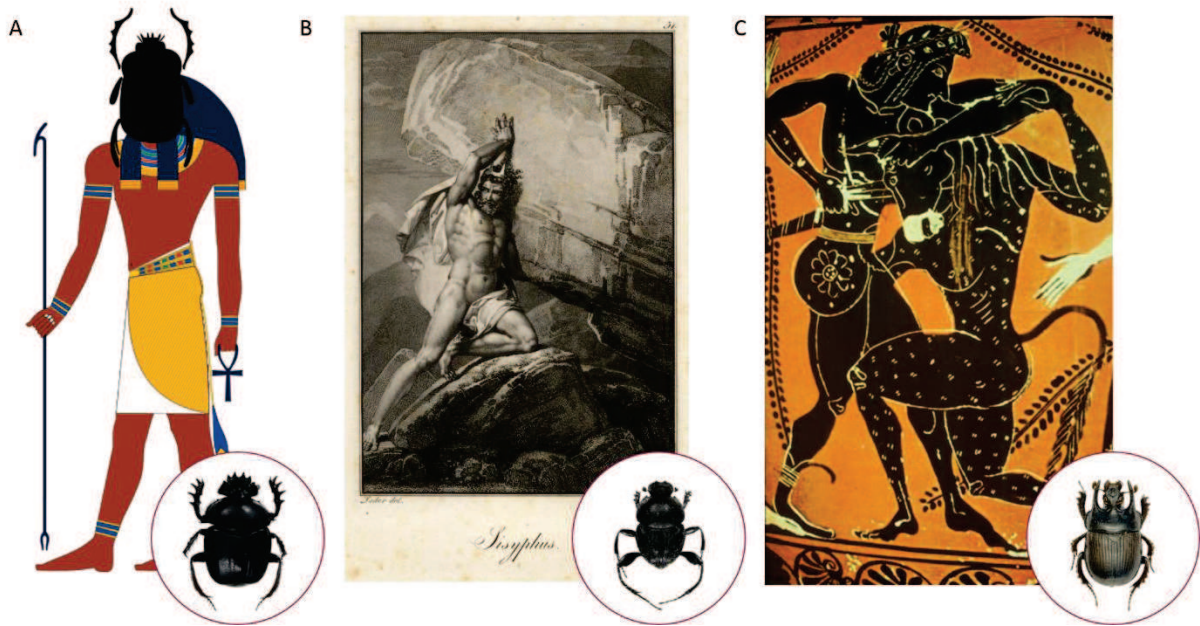


Figure 36 : A. Représentation du Dieu Egyptien Khepri dont le visage représente une espèce du genre *Scarabaeus*, comme le Scarabée sacré ou *Scarabaeus sacer* (Linnaeus, 1758). B. Dessin du personnage mythologique de Sisyphus, condamné à faire rouler éternellement jusqu'en haut d'une colline un rocher qui en redescendait chaque fois avant de parvenir au sommet. Le Sisyphus (*Sisyphus schaefferi* (Linnaeus, 1758)) est une espèce dite rouleuse. C. Le Minotaure, créature hybride entre Homme et taureau, porte des cornes, tout comme le géotrupe *Typhaeus typhoeus* (Linnaeus, 1758) ou Minotaure. Images appartenant au domaine public.

Lors d'une étude réalisée auprès de 101 étudiants de 1ère année de Licence en Sciences Humaines et Sociales, nous avons voulu cerner les représentations liées aux termes génériques utilisés pour parler des Scarabaeoidea laparosticti. Les résultats nous laissent penser qu'aujourd'hui le mot « Scarabée » semble effectivement évoquer, outre des caractéristiques descriptives telles que « insecte », principalement la mythologie égyptienne comme peuvent en témoigner les termes « Egypte », « croyance », « désert » et « momie ». Le terme « Bousier » apparaît également avec les termes « auxiliaire » et « recyclage ». Néanmoins, Scarabée semble également faire référence à des coléoptères en tous genres comme les termes « pinces » (image des Lucanes), « capricorne » (espèces de longicornes appelées communément Capricornes) et « doré » (comme la Cétoine dorée) le montrent (figure 37a). La dualité du terme n'est pas chose nouvelle : pensez au fameux dessin d'Albrecht Dürer « Le Scarabée »... il s'agit en fait d'un Lucanidé et non pas d'un Scarabaeidae !

Pour les étudiants interrogés, le terme « Bousier » semble illustrer un scarabée roulant une « boule », notamment de « bouse » de « vache » et qui a un rôle de « recycleur ». Les bousiers non rouleurs ne sont pas évoqués. Il faut de même souligner qu'environ 10 % des

étudiants interrogés n'avaient jamais entendu le terme « Bousier » et n'ont pas su en donner une quelconque description.

Dans les deux cas, ces représentations semblent porter des jugements négatifs avec des termes comme « sale », « moche », « piquête » et « dégoût ». De même, *Scarabée* semble être une diversité d'ailleurs, comme les termes « Afrique », « Egypte » et « exotique » le suggère. Ainsi, les Scarabées et les Bousiers renverraient vers une diversité utile mais peut être lointaine, parfois méconnue voire repoussante, dont les contours exacts resteraient à définir (figure 37b).

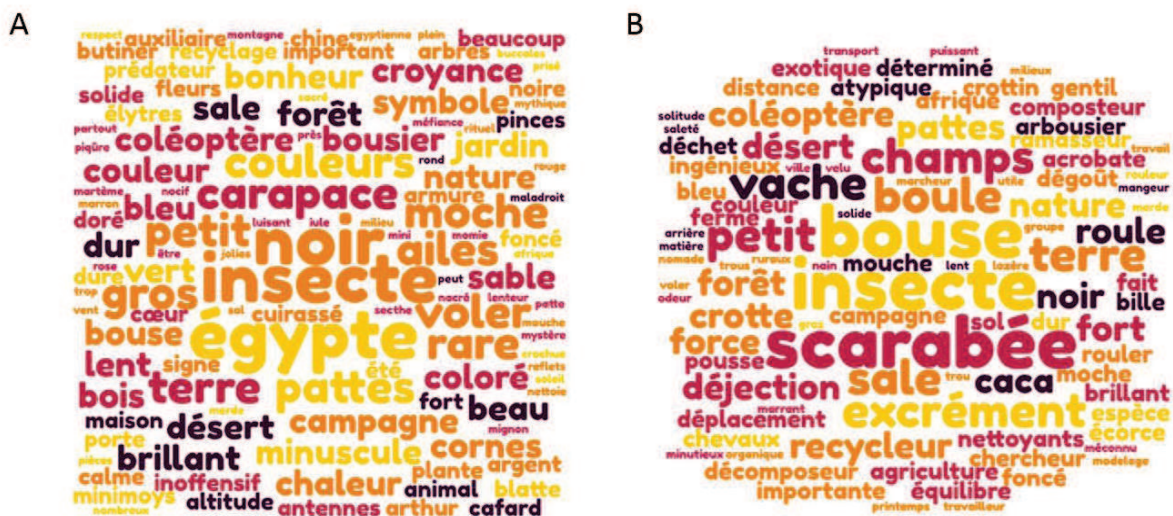


Figure 37 : Nuage de mots issu de l'étude 1 réalisée auprès de 101 participants, représentant à gauche (A) le terme "Scarabée" et à droite (B) "Bousier".

Néanmoins, le terme « Bousier » et plus encore le terme « Scarabée » ont un potentiel de valeur esthétique et symbolique indéniable (« beau », « coloré », « bonheur », « fort » « brille »), ce qui peut permettre de susciter l'intérêt voire l'engagement pour une démarche de conservation de l'ensemble des coléoptères coprophages.




2. Les Coléoptères coprophages de France métropolitaine

a) Contexte de la mise en place des peuplements de bousiers et changements environnementaux actuels

Parmi les 6000 espèces de bousiers décrites (Philips 2011), en France métropolitaine nous pouvons en observer 192 espèces (tableau 7). L'étude de la répartition de la faune

coprophage dans le monde distingue 11 zones biogéographiques. La France métropolitaine est incluse dans le Paléarctique, lui-même inclus au sein d'une zone plus grande dite « Afro-Eurasienne » (Davis 2009). Cette faune s'est progressivement mise en place lors de la période Eocène-Pléistocène. En effet, elle s'est façonnée lors de la dernière période glaciaire, qui a forcé certaines espèces à s'adapter à des températures plus basses puis à la disparition de certaines ressources (mammouths, aurochs) ou bien à migrer dans des zones favorables, comme la zone méditerranéenne (Hanski 1991b ; Davis 2009). Parmi ces espèces, on peut évoquer les genres *Cheironitis*, *Euonthophagus*, *Onitis*, *Scarabaeus* ainsi que *Bubas* (endémique paléarctique), tous présents en France (Davis 2009).

Tableau 7 : Détail sur le nombre d'espèces des trois familles de Coléoptères coprophages en France, le nombre d'espèces endémiques ainsi que quelques exemples photographiques des formes. Il faut noter que, parmi ces 196 espèces il n'y a que 156 espèces considérées comme strictement coprophages et donc « bousiers ».

Groupe	Nombre d'espèces métropolitaines (d'après TAXREFF V11, 2017)	Endémiques de France métropolitaine ou la région biogéographique ouest-paléarctique (Lumaret et al. 1996)	Quelques individus en guise d'illustration (Photos : S. Peslier ARE)
Aphodiinae	131	12	
Scarabaeinae	46	3	
Geotrupidae	15	7	

La plupart des écosystèmes tempérés, et notamment en Europe, ont largement été façonnés par l'humain. Un bouleversement majeur va se produire quand notre espèce va commencer à transformer le paysage au début du Néolithique, jusque-là forestier, en paysages agricoles avec une expansion considérable du pastoralisme (Mazurié de Keroualin 2003 ; Lepart *et al.* 2014). Ce qui va bénéficier une certaine faune. Les coléoptères coprophages, jusque-là dépendants des déjections d'une mégafaune en déclin (aurochs, mammouths), vont sans doute pouvoir se replier sur les déjections des animaux domestiques (Hanski 1991b).

Les premières traces du pastoralisme⁵⁰ en Europe datent de 10 000 ans avant notre époque⁵¹, pour certaines zones dont les Alpes. La vague d'expansion de l'emprise sur le sol va finir par couvrir la France il y a environ 5 000 ans (Mazurié de Keroualin 2003) (figure 38). Parmi les paysages français, les zones méditerranéennes vont constituer des mosaïques singulières. Leur structuration paysagère, comme on la connaît aujourd'hui, s'est mise en place il y a un peu plus de 2 000 ans, lors de l'installation de colonies gréco-romaines. La culture pastorale antique va perdurer relativement inchangée jusqu'à la deuxième moitié du XX^{ème} siècle (Lepart *et al.* 2014). Pour l'ensemble du territoire métropolitain, il faut noter que, au cours du Moyen-âge, il y a eu une forte augmentation des activités d'élevage entraînant une déforestation importante et l'ouverture des milieux (Guitton *et al.* 2008).

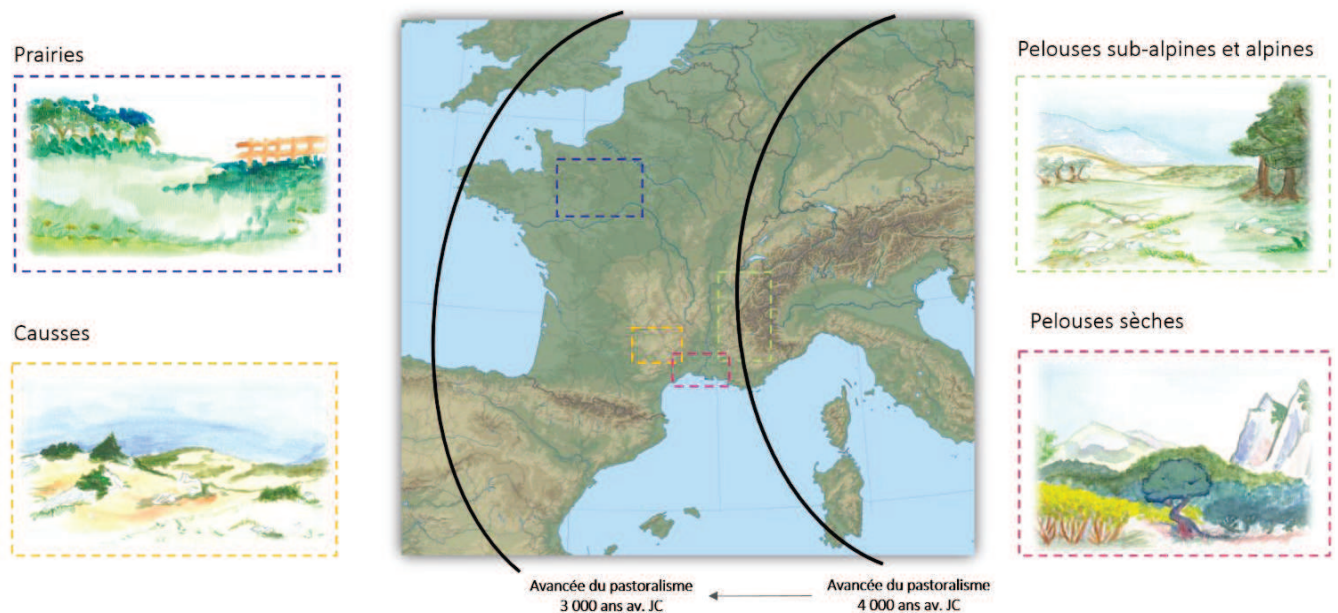


Figure 38 : Quelques exemples de milieux agropastoraux : des prairies, des landes, des garrigues, des pelouses et les Causse, site emblématique du pastoralisme. Illustration également des vagues d'avancement des pratiques pastorales en Europe ; la couverture totale du territoire français s'est faite il y a 5000 ans. Fonde de carte : NASA Shuttle Radar Topography Mission (SRTM3 v.2).

Nous pouvons donc faire l'hypothèse que le pastoralisme a grandement façonné et maintenu les peuplements de coléoptères coprophages en Europe, et particulièrement sur le

⁵⁰ Mode d'élevage extensif fondé sur l'exploitation de la végétation naturelle comme ressource fourragère. Ce mode d'élevage suppose une grande mobilité du bétail et de ceux qui s'en occupent ; ces déplacements sont appelés parcours, quand ils restent proches des zones d'exploitation, ou encore transhumances, quand les troupeaux sont déplacés sur des distances plus ou moins longues vers les alpages et les estives. Il peut y avoir différents types de pâturage, chacun adapté aux contraintes (Lumaret 2010 ; Larousse 2018).

⁵¹ Date de référence : 1950.

pourtour méditerranéen où, grâce à une matrice paysagère hétérogène, un climat favorable et une longue histoire pastorale on va trouver le plus haut niveau de diversité pour les espèces de coléoptères coprophages paléarctiques (Lumaret & Kirk 1991 ; Lepart *et al.* 2014).

En France métropolitaine l'on peut s'attendre à une différenciation des peuplements en relation avec le gradient latitudinal. Les zones « froides » (habitats du nord et d'altitude) sont dominées par les Aphodiinae, qui coexistent avec quelques Onthophagini (Scarabaeinae) et Geotrupidae (Hanski 1991b ; Finn & Gittings 2003). Dans les zones « chaudes » (habitats méditerranéens dominés par landes, dunes et garrigues), les Scarabaeinae dominent et l'on peut trouver plus aisément des télécoprides, rares au nord (Lumaret & Kirk 1991).

b) Services rendus par les coléoptères coprophages

Cette biodiversité favorisée par les activités anthropiques va s'inscrire dans l'écosystème et fournir des services : cette entomofaune va donc aussi favoriser les activités anthropiques et permettre de les inscrire dans le temps, dans ce que nous appellerons des socio-écosystèmes pastoraux.

Les espèces de coléoptères coprophages jouent un rôle crucial dans le maintien de fonctions écologiques dans les écosystèmes agropastoraux. Ces fonctions peuvent être vues comme des services dont l'humain bénéficie (Kryer 2009). Le fait que des nutriments présents dans les déjections puissent retourner dans le cycle de la croissance des plantes (et par conséquent à toute la chaîne alimentaire) a une forte implication sur la productivité agricole et pastorale, sans oublier le rôle d'« auxiliaire » agricole, car les bousiers permettent un contrôle biologique des diptères hématophages et autres parasites du bétail (Nichols 2008 ; Beynon *et al.* 2015 ; Griffiths *et al.* 2016).

La complémentarité spécifique et fonctionnelle pour assurer ces différentes fonctions écologiques a été démontrée dans des contextes tropicaux (Slade *et al.* 2007 ; Barnes *et al.* 2014 ; Beiroz *et al.* 2016) et tempérés (Hanski 1991a ; Lumaret & Kirk 1991 ; Manning *et al.* 2016 ; Menendez *et al.* 2016). C'est le peuplement en relation à son contexte qui compte, pas l'espèce isolée : les fonctions écologiques sont assurées par l'ensemble des coléoptères coprophages et pas par une seule espèce (Manning *et al.* 2016 ; Frank *et al.* 2017 ; Piccini *et*

al. 2017 ; Milić *et al.* 2018). En partant de ce principe, il convient donc de se référer au niveau de biodiversité dit peuplement.

Le cas d'école australien est bien connu pour illustrer le rôle crucial des peuplements de bousiers dans les écosystèmes pastoraux (Kryger 2009) : en effet l'explosion de l'élevage dans une courte période de temps dans une zone où la faune coprophage était essentiellement inféodée aux déjections marsupiales (Kangourou, Wallaby, Wombat, ...) (Doube *et al.* 1991 ; Doube & Marshall 2014) a transformé les prairies australiennes en zones inexploitable, infestées de mouches parasites, où les bouses ne se dégradent pas (Doube *et al.* 1991). Ce « cauchemar pharaonique », arrivant à son comble dans les années 1950, a commencé à être traité dans les années 1960 avec l'introduction d'une dizaine d'espèces européennes et africaines par le Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) pour pallier l'absence d'un peuplement de coprophages consommateur des déjections de grands herbivores en Australie (Waterhouse 1974 ; Doube *et al.* 1991). Depuis d'autres espèces ont été introduites et sont vendues aux éleveurs depuis le site du projet « Dung Beetles of Australia »⁵² (figure 39).

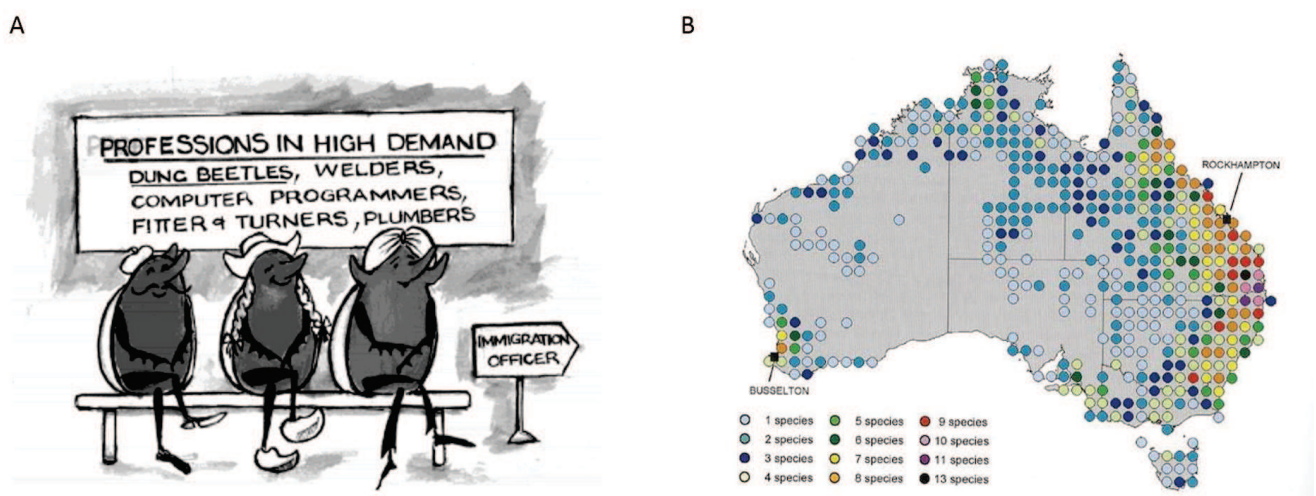


Figure 39 : (A) « Professions in high demand » de Janet Baxter extraite de l'ouvrage *The fly in your eye* de Jim Heath (1989). Ouvrage disponible sur <http://www.viacorp.com/flybook/fulltext.html/>. (B) Etat des lieux de la distribution des espèces de bousiers introduites en Australie dans le cadre du Dung Beetle Project du CSIRO, fait en 2007. Source Simmons & Ridsdill-Smith ed. (2011), *Ecology and evolution of dung beetles* (ch12, pp.256).

⁵² <http://www.dungbeetle.com.au/>

Les services rendus par les coléoptères coprophages ont été quantifiés d'un point de vue monétaire aux Etats-Unis (Losey & Vaughan 2006) et chez nos voisins du Royaume-Uni (Beynon *et al.* 2015) et sont présentés dans le tableau 8.

Tableau 8: estimation du coût des services écosystémiques rendus par les coléoptères coprophages en systèmes pastoraux aux Etats-Unis et au Royaume-Uni (Beynon et al. 2015). Ces estimations ont été faites dans des contextes différents et avec des méthodes différentes d'évaluation.

Service Ecosystémique évalué	Royaume-Uni (£/année)	Etats-Unis (\$/année)
Souillure du fourrage	60 476 307	120 000 000
Recyclage des Nutriments	65 877 365	NA
Volatilisation de l'azote	NA	60 000 000
Contrôle parasitaire gastro-intestinaux	195 783 500	70 000 000
Réduction des mouches hématophages	44 415 410	130 000 000

c) Enjeux de conservation du groupe en France métropolitaine

Bien que ces insectes soient indispensables à l'activité pastorale, qui couvre à minima 16 % du territoire métropolitain (Codes 231 et 321 du Corine Land Cover 2012), en France aucune espèce ne bénéficie d'une mesure de protection ou de gestion⁵³.

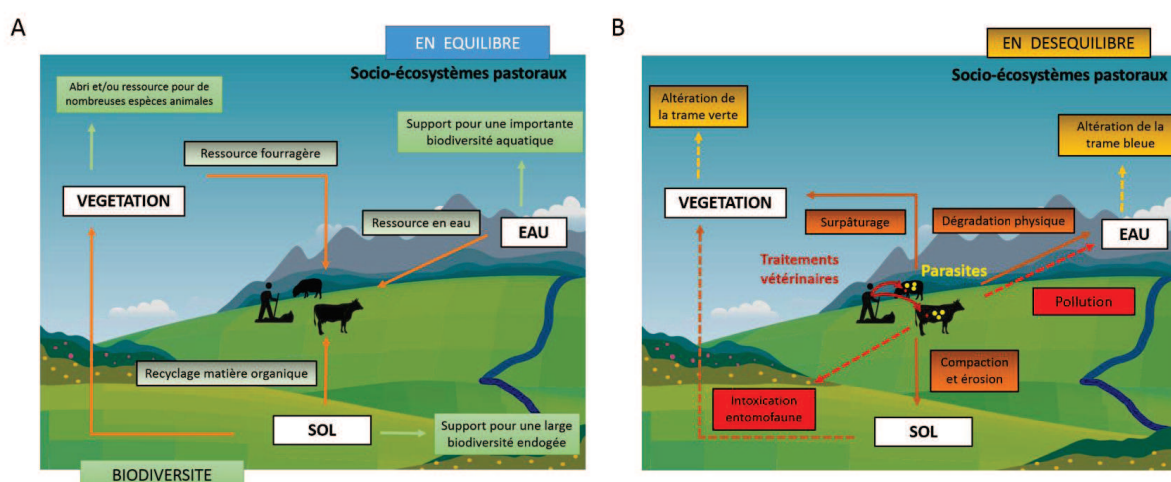


Figure 40 : Schématisation d'un écosystème pastoral en équilibre (A) et des conséquences liées aux changements sur l'entomofaune coprophile et autres compartiments de la biodiversité (B). Vecteurs : freepik.com

⁵³ <http://inpn.mnhn.fr/reglementation/protection/listeEspecesParArrete/625> consulté le 06/05/2018

Ceci est d'autant plus paradoxal que les coléoptères coprophages sont directement exposés à la principale pollution associée à l'élevage extensif : la dissémination des résidus biocides des produits d'usage vétérinaire (Lumaret *et al.* 1993 ; Beynon 2012), appelés également xénobiotiques⁵⁴. Ces produits peuvent être des médicaments (antibiotiques, anti-inflammatoires...), des antiparasitaires ou des insecticides. Ils sont plus ou moins métabolisés et leurs résidus sont dispersés dans les déjections du bétail où ils conservent leur toxicité pendant plusieurs jours voire plusieurs semaines (Lumaret *et al.* 1993 ; Lumaret & Errouissi 2002 ; Wardhaugh 2005) entraînant principalement la dystaxie et la mort de l'individu, même à très faible dose (Verdú *et al.* 2015 ; Tonelli *et al.* 2017). Ces produits étant pour la plupart d'usage libre, aucune information n'est disponible sur l'intensité de leur utilisation. On peut suspecter qu'ils ont des impacts environnementaux très significatifs sur les espèces, mais également sur les écosystèmes et, à terme, sur les activités humaines (Lumaret 2010 ; Verdú *et al.* 2018).

De plus, le remplacement des élevages extensifs à l'herbe par des élevages intensifs et l'abandon des pratiques traditionnelles, très marqué et qui remonte à la fin du XIX^{ème} siècle, en action conjointe avec l'utilisation de biocides, mettent en difficulté la survie des invertébrés et accentuent le fort déclin en région méditerranéenne des populations de coprophages (Lobo *et al.* 1998 ; Lobo 2001 ; Martin-Piera 2001 ; Kruess & Tschardtke 2002 ; Carpaneto *et al.* 2007 ; Yoshihara et Sato 2015) (figure 40).

Ce déclin a été évalué en Espagne par Lobo (2001), qui montre une diminution significative des populations de bousiers rouleurs en 50 ans. En France, certaines espèces se sont nettement raréfiées (Jay-Robert & Jaulin, comm. pers.) : c'est le cas de *Ateuchetus semipunctatus* (Fabricius, 1792), espèce pourtant facilement détectable par sa grande taille (15-25 mm) et son comportement de rouleur, qui semble presque avoir disparu des zones dunaires languedociennes⁵⁵ (figure 41). Le déclin d'*A. semipunctatus* est observé dans

⁵⁴ Un xénobiotique est une substance présente dans un organisme vivant mais qui lui est étrangère. La plupart des produits antiparasitaires et insecticides utilisés dans la filière de l'élevage, par exemple, sont neurotoxiques pour tous les organismes invertébrés puisqu'ils ne disposent pas de la protection de la barrière hémato-encéphalique. Ainsi, une fois la molécule émise dans l'environnement, elle touche la biodiversité, sans discernement des espèces « nuisibles », « auxiliaires » ou « neutres ».

⁵⁵ Une prospection ciblée en juin 2018 avec des pièges attractifs non destructifs a permis de recenser à nouveau cette espèce en Languedoc-Roussillon ; des études plus précises doivent être réalisées pour parvenir à établir l'état des populations en France et notamment en Languedoc-Roussillon et PACA, son aire géographique connue étant le littoral méditerranéen. En effet, la France a une responsabilité pour cette espèce méditerranéenne classée Vulnérable (IUCN 2015).

d'autres pays méditerranéens comme l'Italie, l'Espagne, la Croatie, Malte ou le Monténégro, classant l'espèce dans un état 'vulnérable' (Lobo *et al.* 2015).

Des cris d'alerte ont pourtant été lancés. Depuis 2012, un groupe d'experts travaille à l'évaluation de l'état de conservation de certains bousiers méditerranéens pour l'UICN. Sur les 94 espèces évaluées, 19,2 % sont dans un état de conservation préoccupant (vulnérable, en danger ou en danger critique) et pour 22,3 % on manque de données (Numa comm. pers). Si l'on prend les fiches des espèces qui ont été évaluées, les mesures de conservation mentionnées sont à chaque fois la préservation des habitats, la limitation de l'utilisation de produits antiparasitaires et le maintien de pratiques agricoles traditionnelles.

Même si cette évaluation s'est faite sur un nombre réduit de taxons qui concernent le pourtour méditerranéen, donc pas exclusivement la France, nous pouvons soupçonner un écho fort avec la situation actuelle dans notre pays. Le constat a été fait, et des mesures de conservation ont été proposées. Pourquoi donc il n'y a pas eu un passage à l'action pour ce groupe ?



3. Verrous et perspectives pour l'étude et la conservation du groupe

Le bousier le plus grand de France mesure un maximum de 40 mm (*Scarabaeus sacer* Linnaeus, 1758) et le plus petit bousier mesure entre 2,1 et 3 mm (*Pleurophorus pannonicus* Petrovitz, 1961) (Paulian & Baraud 1982). Nous nous plaçons à l'échelle d'un groupe d'une

taille moyenne de 8 ± 4 mm. Leur coloration, à quelques exceptions près, est noire-brune-verdâtre, les reflets cuivreux n'étant visibles qu'en immersion dans l'eau ou dans l'alcool. Il est vrai que pour voir et étudier les coléoptères coprophages, il faut être armé d'une loupe binoculaire et d'un stock de bouse. Nez fragiles, s'abstenir.

Toutefois, avec seulement trois (sous)familles, 192 espèces en France, des différences de comportement mais des insectes qui s'éloignent peu des excréments frais : le défi d'accessibilité semble relevable. Malheureusement i) des clés de déterminations non actualisées car non rééditées et difficiles d'utilisation pour des non-spécialistes, quelques groupes « cryptiques », ii) des lacunes sur la connaissance de la distribution des espèces, et iii) le fait que les bousiers ne suscitent guère de curiosité de la part des principaux intéressés, à savoir les professionnels de la filière de l'élevage (Kryger 2009), maintiennent le groupe dans un « angle mort ».

Pourtant, dans les années 1980 une dynamique nationale avait tenté de pallier ces lacunes. Il s'agissait du projet d'Atlas National sur les Scarabaeoidea laparosticti lancé par Jean-Pierre Lumaret (Lumaret 1990). Plus de 32 000 données ont alors été rassemblées grâce à la contribution de plus de 500 personnes (Leandro 2014). Bien que la distribution spatio-temporelle de l'information soit hétérogène, cette base de données sans précédent a permis d'effectuer d'importants travaux sur la distribution des espèces de laparosticti en France dans les années 2000 (Lobo *et al.* 2002 ; Lobo *et al.* 2004 ; Dortel *et al.* 2013 ; Hertzog *et al.* 2014). Cependant, après la publication de l'atlas en 1990, l'appel à données a complètement cessé. La base de données a basculé auprès du Service Patrimoine Naturel (SPN, actuellement UMS PatriNat de l'AFB) et, depuis les années 2000, avec une gestion et une alimentation régulière par l'équipe de recherche à l'origine de la base (ESA-CEFE/UPVM3), elle s'enrichit à nouveau (environ 40 000 données) mais avec d'énormes disparités géographiques (Leandro 2014).

Plus de 25 ans après la publication de l'atlas, les techniques d'inventaire des coléoptères coprophages se sont structurées et standardisées (Veiga *et al.* 1989 ; Lobo *et al.* 1998 ; Larsen & Forsyth 2005). Il en va de même pour les moyens d'évaluation de l'état de conservation de la biodiversité. Les atlas et le naturalisme amateur se sont ouverts encore plus au « grand public » grâce en partie aux moyens de communication, d'information et de participation qui ont décuplé ces 20 dernières années, dans « l'ère des données » (Silvertown 2009 ; Dickinson *et al.* 2012 ; Arts *et al.* 2015). Lancer un projet de conservation sur les coléoptères coprophages semble donc possible.

En prenant en compte les verrous propres à l'étude du groupe et en se penchant sur les nouvelles techniques et méthodes pour l'étude de la biodiversité, nous pourrions proposer un projet d'envergure nationale qui permette la démocratisation et l'accès au groupe ciblé grâce :

- 1) à la mise à disposition d'outils d'identification accessibles au plus grand nombre ;
- 2) au développement de techniques d'inventaire et d'identification performantes à moindre coût ;
- 3) à une mutualisation des données et des connaissances (naturalistes et scientifiques) sur le groupe pour un meilleur partage de l'information ;
- 4) au développement d'outils pour l'étude des distributions des peuplements et l'évaluation de l'état de conservation de ceux-ci ;
- 5) à la structuration d'un réseau qui s'approprie outils et méthodes pour le suivi et l'évaluation de la biodiversité et fasse le lien avec le « grand public » et le monde de l'élevage.

Nous nous intéresserons particulièrement aux points préalables au lancement d'un projet de conservation (figure 42). Ce projet se centrera sur le niveau « peuplement » non seulement car il est le plus cohérent d'un point de vue taxonomique et fonctionnel, mais parce qu'il permet de se décentrer par rapport aux approches espèce et vise, à terme, un passage vers l'écosystème. La stratégie qui vise à améliorer la connaissance et la conservation des coléoptères coprophages pour France métropolitaine, sera appelée ScaraB'Obs. ScaraB'Obs se veut un projet de recherche-action avec une portée nationale.

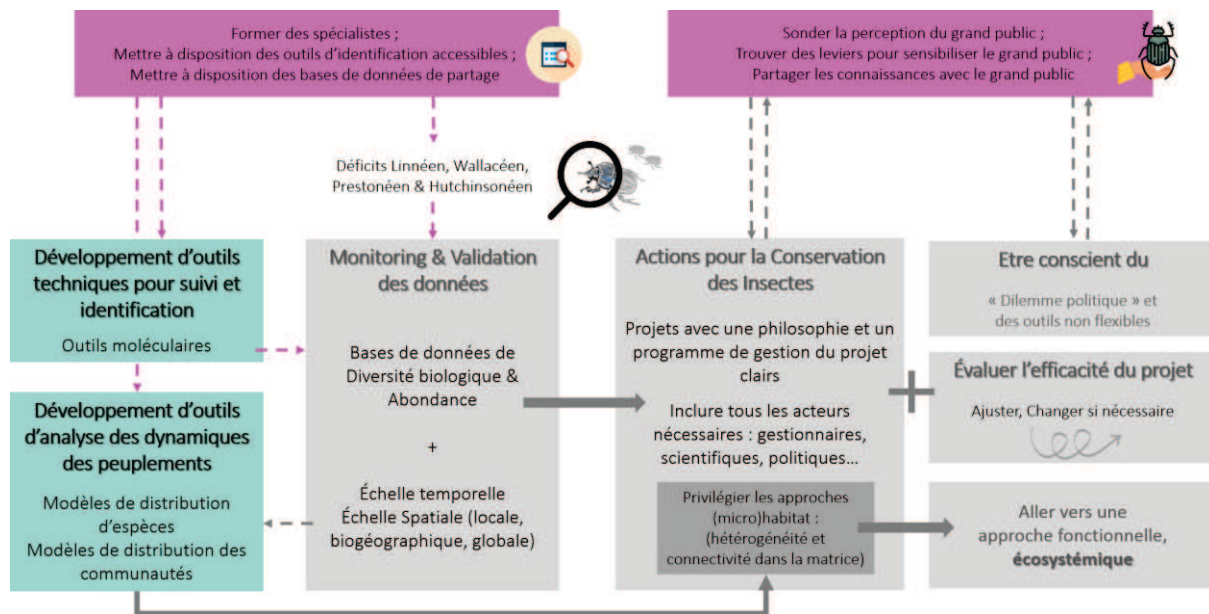


Figure 42 : ScaraB'Obs s'inscrit dans le cadre général pour des projets de conservation de l'entomofaune. Les points en vert sont développés au sein du travail de recherche. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Du point de vue de la recherche, nous nous intéresserons aux défis techniques que le groupe sous-entend, c'est-à-dire : comment inventorier et identifier dans un contexte de manque de spécialistes et de ressources économiques pour envisager des suivis de biodiversité ? Puis comment évaluer l'état de conservation des peuplements à l'échelle de la France malgré un déficit de données et de connaissances ?

Du point de vue de l'action : comment favoriser l'appropriation du groupe par les praticiens de la conservation et favoriser une prise en compte sociétale ? Via ScaraB'Obs, nous avons créé une plateforme de centralisation et de partage des données et des connaissances, et structuré un réseau national pour l'étude et la conservation des Scarabaeoidea laparosticti.

Ces points seront développés dans les chapitres suivants et ce sont, pour nous, des formes de réponse aux principaux défis de la conservation de l'entomofaune ordinaire.

Chapitre 2 : Suivis ADN environnemental, un outil pour démocratiser les « inventaires bousiers »

Les méthodes de surveillance ou, dans sa terminologie anglaise *monitoring*, sont les processus de collecte d'informations sur un système (Yoccoz *et al.* 2001). En écologie, dans le contexte des sciences de la conservation, le monitoring a comme objectif principal de suivre les tendances de la biodiversité (le niveau le plus communément ciblé étant les populations d'espèces de faune et de flore) à différentes échelles spatio-temporelles. Dans un but conservatoire, les informations collectées servent à (i) identifier d'éventuels déclinés liés à des pressions environnementales et anthropiques, à (ii) préconiser des mesures pour le maintien, la gestion, la protection ou la réhabilitation de la population ou encore (iii) à évaluer l'efficacité des mesures proposées en comparant les tendances avant et après perturbation ou intervention en faveur de la population (Yoccoz *et al.* 2001 ; Bioret *et al.* 2009 ; Magurran & McGill 2011). Ainsi, des inventaires⁵⁶ réalisés à partir de protocoles standardisés et répétés donnent lieu au *monitoring* de la biodiversité.

Lors de ces campagnes d'acquisition d'information, on va acquérir des données biologiques. Ces données consistent en un « quoi ? », un « quand ? », un « où ? » et « par qui ? ». À cette liste proposée par Isaac et Pocock (2015) nous ajouterons « un comment ? ». En effet, il ne suffit pas de savoir quelle information, à quel moment et où elle a été acquise, mais la façon dont la donnée a été collectée est également nécessaire pour donner de la précision à celle-ci et juger la façon dont cette donnée sera traitée.

Pour Lindenmayer et Likens (2010) un programme de *monitoring* à long-terme consiste en la répétition de mesures, la collection et l'analyse d'informations provenant du terrain ; un cycle qui dure au moins 10 ans. Durant ce temps, aucune interruption du suivi ne doit avoir lieu. Pour eux il existe trois types de *monitoring* : celui qui est porté par une question scientifique, celui qui relève de la « simple curiosité » et enfin celui qui est mandaté par un organisme.

Dans notre cas, il s'agit bien d'acquérir de l'information biologique sur les peuplements de bousiers (quelles espèces sont présentes à un endroit donné à un moment donné et dans quelles proportions ?) pour l'ensemble de la France et à long terme afin de pouvoir répondre

⁵⁶ Recensement et classification des éléments ou des connaissances quantitatives et qualitatives relatives à un endroit donné à un temps donné, en suivant une démarche calibrée (protocole) (Bioret *et al.* 2009).

à la question : quelle tendance d'évolution (déclin, stabilité, augmentation), d'un point de vue de conservation, pour ces populations ? Les personnes susceptibles de réaliser ces inventaires sont les opérateurs de terrain, des naturalistes commandités par leurs structures pour suivre les populations. Mais le feront-elles ? Pourront-elles ? Comment le feront-elles ?

1. Techniques actuelles et prospectives d'inventaire

Comme dit précédemment, pour pouvoir étudier et conserver la biodiversité, il faut d'abord collecter des données pour avoir la capacité de formaliser des observations, des connaissances (Magurran & McGill 2011 ; Riddle *et al.* 2011). Au l'égard de l'étendue du déclin de la biodiversité, ces données doivent être de bonne qualité et en grande quantité pour des aires géographiques importantes. Or, comment procéder dans un contexte où manquent à la fois les outils d'inventaire et d'identification simples et les spécialistes ?

La dernière clé d'identification incluant l'ensemble des coléoptères coprophages de France a été publiée par Paulian et Baraud en 1982. Cet ouvrage n'est plus édité, et avant de l'être éventuellement à nouveau, il aurait besoin d'une mise à jour au niveau de la systématique. Un exemple assez marquant est le passage de tous les sous-genres d'aphodiens au niveau de genres (Dellacasa *et al.* 2000). Certains taxons semblent également devoir être revus⁵⁷.

Toutes les méthodes d'échantillonnage des peuplements de bousiers, consistent à piéger et tuer les individus capturés, étape indispensable pour identifier les spécimens à la loupe binoculaire (Lobo *et al.* 1988 ; Veiga *et al.* 1989). Néanmoins, l'effort d'échantillonnage, qui consiste en la mise en place et la récolte des pièges, est mineur par rapport au temps de tri, d'identification et des spécimens. Lewis *et al.* (2007) estimaient que, pour accélérer l'accumulation des connaissances sur les insectes, il fallait se tourner vers des nouvelles technologies dont le barcoding et le metabarcoding, toutes les deux s'appuyant sur des d'informations génétiques spécifiques. Il faut dire que l'identification via l'extraction d'ADN est une pratique qui s'est largement développée et qui permet, avec une base de référence complète des taxons ciblés, d'inventorier la diversité collectée (Valentini *et al.* 2009 ; Gullan *et al.* 2010 ; Culver *et al.* 2011; Miller *et al.* 2016) mais aussi de décrire de nouvelles espèces (Hebert & Gregory 2005 ; Janzen *et al.* 2016).

⁵⁷ *Onthophagus vacca* (Linnaeus, 1767) était l'une des espèces les plus abondantes et communes en France ; néanmoins, en 2010, Rössner *et al.* ont montré que, bien que *O. vacca* et *O. medius* soient des espèces très voisines, dont l'identification morphologique est subtile, il s'agit de deux espèces distinctes. Ce résultat a été confirmé par Roy et collaborateurs en 2016. Toutes les données de *O. vacca* acquises jusqu'à présent peuvent donc être des *O. vacca* ou des *O. medius*. Or dans la clé de référence de Paulian & Baraud (1982), seul *O. vacca* est considérée comme une espèce valide.

L'identification génétique pourrait ainsi répondre au problème de l'identification, coûteuse notamment en temps, fastidieuse pour certains taxons, et dans un contexte de manque de spécialistes en capacité de l'effectuer et/ou vérifier les informations collectées. D'un point de vue éthique, le piégeage légal nous semble être, en outre, peu compatible avec une optique d'étude de la biodiversité pour la conservation. Bien que cette réflexion soit très peu traitée dans la littérature sur le bien-être animal (Jeangène Vilmer & Singer 2008), dans le champ juridique⁵⁸ (Morales Frénoy 2017) ou bien dans les sphères entomologistes (Nel 2000, entretien cité dans Chansigaud 2001 ; Lockwood 2013), elle nous semble essentielle.

Ainsi, et pour répondre à la question « Comment inventorier et identifier les espèces à moindre coût et dans un contexte de manque de spécialistes ? », nous nous sommes tournés vers des méthodes d'identification génétiques, non destructrices pour les individus capturés : il s'agit de l'approche ADN environnemental ou ADNe. Cette approche, au-delà des avantages déjà cités, permettrait une systématisation à terme des inventaires à moindre coût pour les scientifiques et opérateurs de terrain (agriculteurs, naturalistes amateurs ou professionnels et, surtout, gestionnaires d'espaces naturels).

2. Monitoring basé sur l'ADNe : principe et démarche expérimentale

Le monitoring ADNe repose sur la collecte de substrats environnementaux (eau, écorces, sol...) dans lesquels est extrait l'ADN. Celui-ci est ensuite analysé, sur la base du barcoding ou du metabarcoding, pour voir s'il correspond à un ou plusieurs taxons ciblés (Culver *et al.* 2011 ; Taberlet *et al.* 2012). Cette méthode repose donc sur l'existence préalable d'une base de référence de « codes barre » (majoritairement fragments d'un gène mitochondrial dit 'COI' pour cytochrome oxydase I mais également la séquence d'ARN ribosomique 16S (ARNr 16S)) pour les espèces que l'on souhaite inventorier (Hebert *et al.* 2003 ; Miller *et al.* 2016). Cet ADN trouvé dans l'environnement peut provenir d'urine, fèces, sang, salive, poils, plumes, entre autres. Nous pouvons donc parler d'ADN extracellulaire (Miaud *et al.* 2012 ; Bohmann *et al.* 2014 ; Thomsen & Willerslev 2015) (figure 43).

⁵⁸ En droit il n'existe pas une définition universelle d'« animal » ; en droit Européen cela peut inclure les vertébrés et les invertébrés, ii) seulement les vertébrés ou encore iii) les vertébrés à sang « chaud » (excluant reptiles et amphibiens). En droit Français la notion n'a jamais été définie, bien qu'il ait été inscrit dans la loi n°2015-177 que « l'animal est un être doué de sensibilité ». Référence : Morales Frénoy 2017.

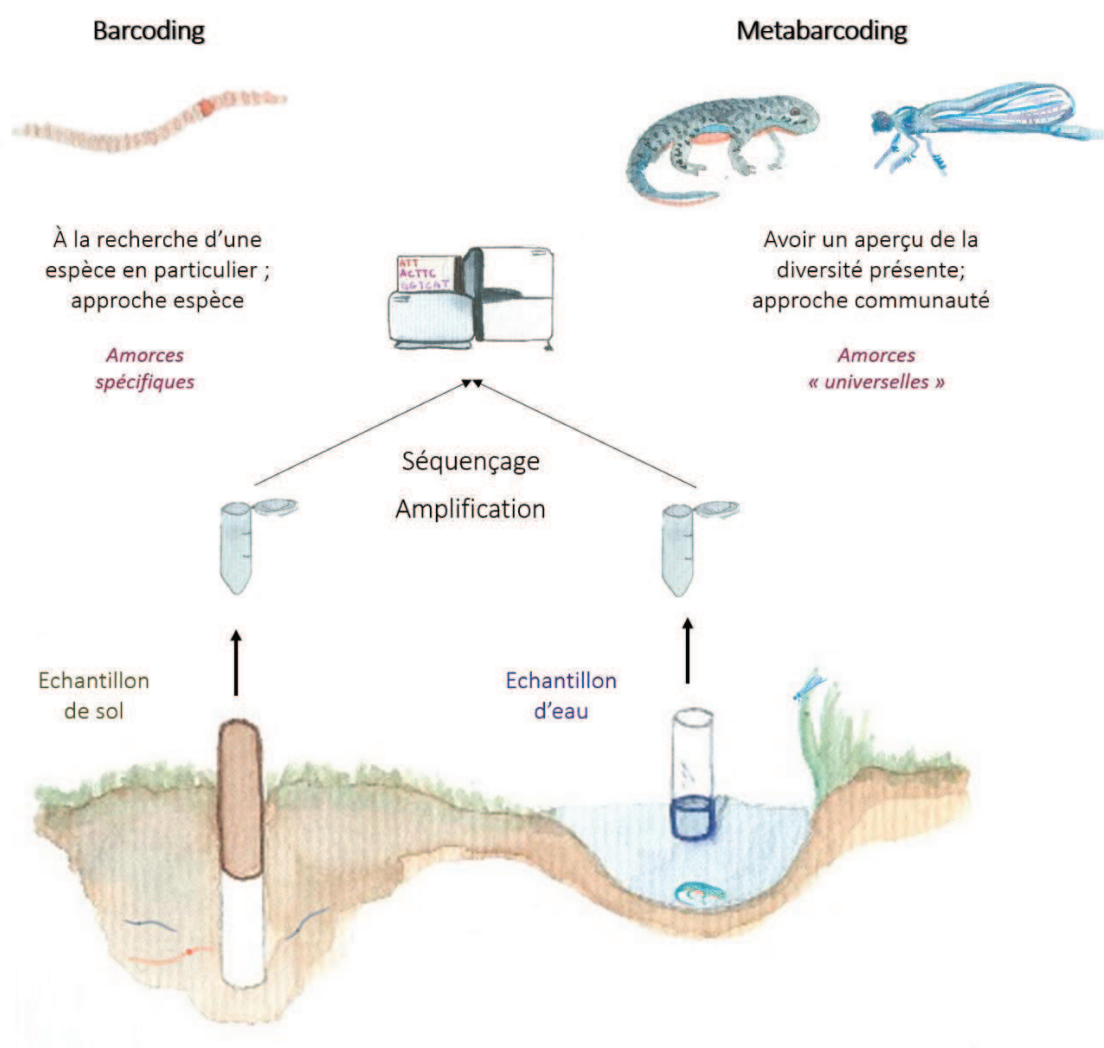


Figure 43 : Quelques exemples d'organismes dont l'ADN a été collecté dans l'environnement. D'abord il y a prélèvement de l'ADNe dans un milieu ; après l'extraction, l'ADN est amplifié par PCR (Polymérase Chain Reaction), séquençé et enfin confronté aux bases de données informatisées, avant les conclusions sur la détection d'une espèce en particulier (barcoding) ou d'un peuplement dans son ensemble (metabarcoding).

Les inventaires basés sur l'ADNe ont considérablement augmenté à partir de 2010 (Leandro & Miaud 2017- présentation orale) même si la méthode avait déjà été développée dans les années 1980 dans le contexte particulier de l'inventaire de micro-organismes, tels que des bactéries et des champignons (Nanney 1982 ; Hebert *et al.* 2003 ; Culver *et al.* 2011; Taberlet *et al.* 2012). En parallèle, les techniques de séquençage du matériel génétique ont considérablement progressé depuis une vingtaine d'années (Miaud *et al.* 2012). Il est aujourd'hui possible d'isoler et d'amplifier de très faibles quantités d'ADN extracellulaire plus ou moins dégradé (Hajibabaei *et al.* 2006 ; Thomsen & Willerslev 2015). De plus, les coûts d'analyse se sont considérablement réduits.

Avec des développements forts et des avantages réels en termes d'automatisation (Gaston & O'Neill 2004), de rapidité et de possibilité d'identification des organismes sans destruction (Hebert & Gregory 2005 ; Lecq *et al.* 2015), l'ADNe a contribué de façon majeure à la « Révolution Moléculaire » (Lawson Handley 2015) et s'impose comme la méthode de *monitoring* et détermination de notre siècle (Corlett 2017).

Les suivis basés sur l'ADNe ont été particulièrement développés en milieu aquatique (Ficetola *et al.* 2008 ; Miaud *et al.* 2012 ; Spear *et al.* 2014) ; ces méthodes d'identification se sont largement démocratisées comme un grand nombre de synthèses et guides le démontrent (Miaud *et al.* 2012 dans Sciences Eaux & Territoires ; Laramie *et al.* 2015 dans U.S. Geological Survey Techniques and Methods). L'eau est en effet un substrat propice car relativement homogène, notamment dans le cas de systèmes fermés. En effet, la détection de l'ADNe est dépendante de la dispersion des micro-restes portant une information moléculaire dans l'environnement où ils ont été « laissés » (Thomsen *et al.* 2012 ; Furlan *et al.* 2015).

Il y a quelques exemples en milieu terrestre (Bienert *et al.* 2012 ; Thomsen & Willerslev 2015), mais ils restent encore minoritaires, si l'on exclut les inventaires de communautés bactériennes et fongiques dans le sol.

Dans le contexte particulier des coléoptères coprophages nous sommes cependant dans une configuration différente de celle des milieux aquatiques, pour laquelle l'ADNe semble très efficace (figure 44) : les bousiers vivent, la plupart du temps dans le sol, à un endroit plus ou moins éloigné des ressources alimentaires, ou au sein même de cette ressource (excrément). L'ADN laissé par ces espèces est donc réparti de façon hétérogène dans un milieu lui-même hétérogène et qui n'est pas en constant mélange, comme peut l'être l'eau d'une mare ou d'un lac (figure 43).

Finalement, le seul point de rencontre des espèces pourrait être la ressource alimentaire. Mais, selon son origine, cette ressource a des formes et des caractéristiques différentes (Figure 44). Un excrément peut également être considéré comme un micro-écosystème dans lequel se côtoient des espèces coprophages, coprophiles et prédatrices, sans oublier la présence de bactéries, de champignons et de molécules telles que des enzymes digestives qui sont là pour dégrader la matière... matière qui pourrait fournir les séquences en ADN des taxons ciblés. L'approche ADNe nécessiterait d'échantillonner les déjections ainsi que le sol, dans un rayon à déterminer autour de la ressource, pour avoir une forte probabilité de détection de l'ADN des coléoptères coprophages étant entrés en contact avec la matière

fécale ciblée. L'effort, et donc le coût d'une telle opération, semble trop important pour imaginer que la méthode puisse être une façon « simple, peu coûteuse et efficace » d'inventorier des bousiers.

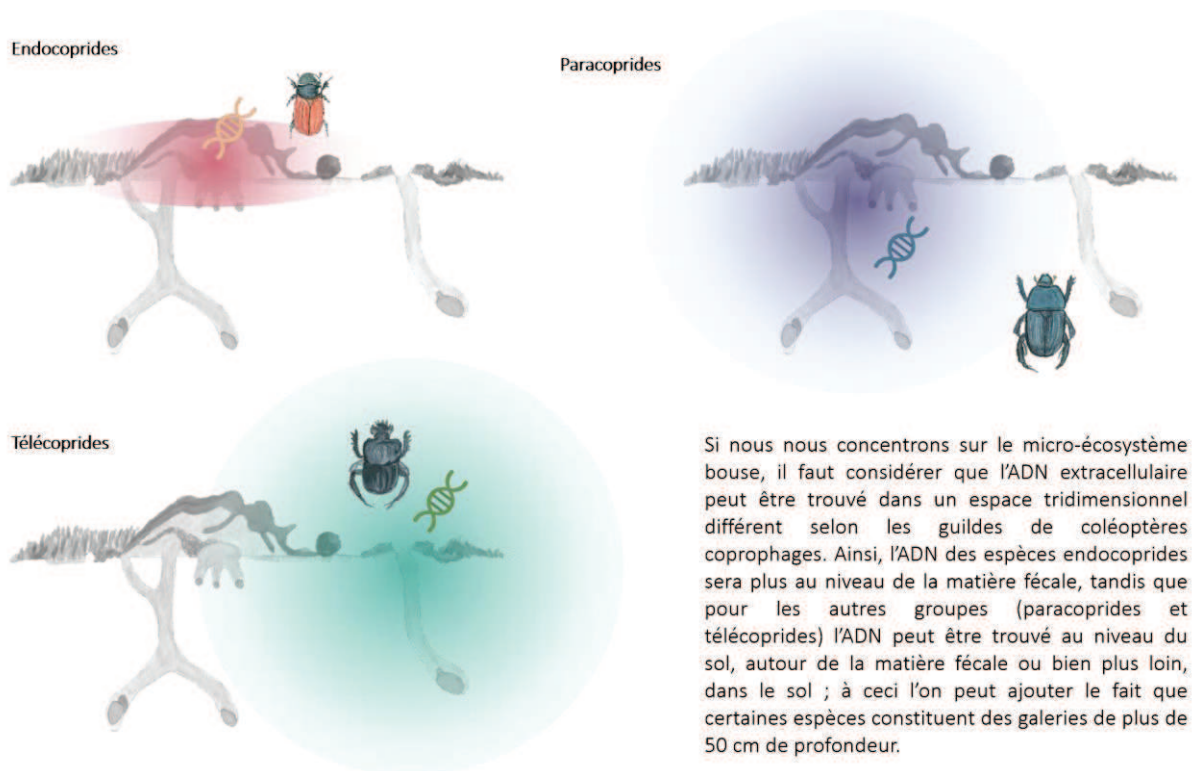


Figure 44 : Diffusion potentielle de l'ADN extracellulaire selon les différentes guildes de Coléoptères coprophages (Endocoprïdes, Paracoprïdes et Télécoprïdes). Vecteurs : freepik.com

Une seule étude a travaillé sur l'approche ADNe, coléoptères coprophages et « bouse » sous l'angle du barcoding : il s'agit des travaux de l'équipe de Blanckenhorn (2016). Néanmoins, l'expérimentation s'est déroulée en milieu contrôlé et ciblait les communautés coprophiles avec trois groupes majeurs : les bousiers, les staphylins et les diptères.

Notre objectif était de mettre au point une méthode de détection et d'identification des espèces constituant les peuplements de bousiers (Geotrupidae, Aphodiinae, Scarabaeinae) en milieu naturel. Cependant les bousiers se retrouvent autant dans les déjections qu'en dessous ou à quelques mètres de celles-ci. L'échantillonnage devient ainsi difficile à structurer. Nous avons donc décidé de nous appuyer sur les méthodes d'inventaire « classiques », c'est-à-dire le piégeage, afin de pouvoir d'attirer les espèces dans un seul endroit ; l'idée étant que, une fois attrapées, les déjections ou autres « résidus extracellulaires » des individus seraient plus faciles à collecter. Ensuite, l'objectif consistait à

implémenter l'approche ADNe pour (i) défendre la non mise à mort des individus et (ii) assurer la détermination fiable et rapide des espèces (figure 45).

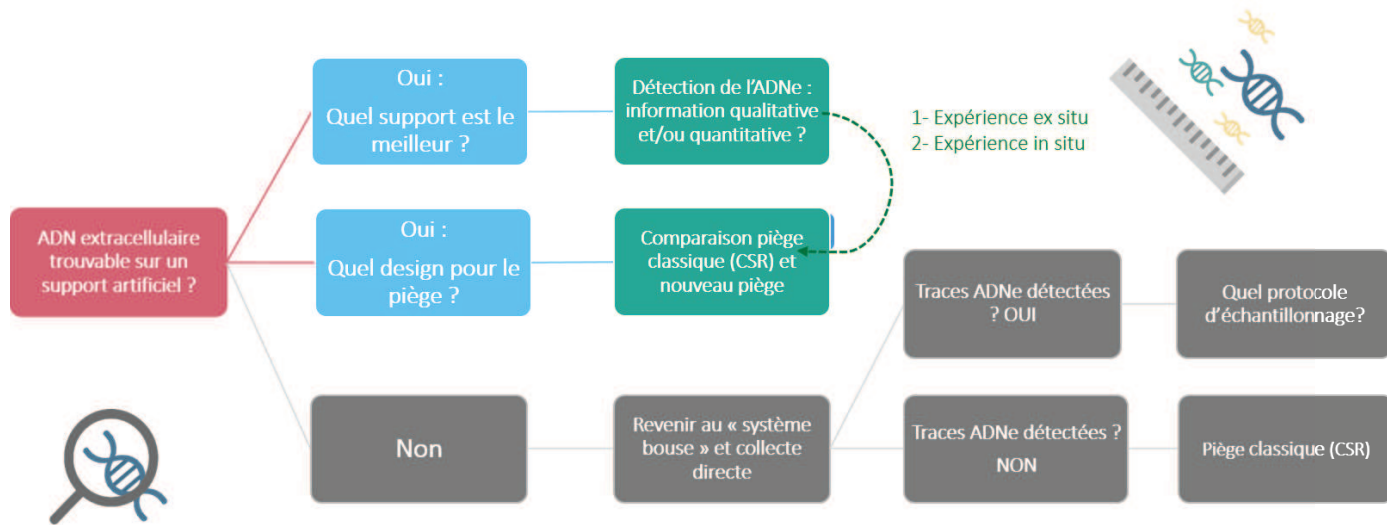


Figure 45 : Arbre de décision présentant les différents questionnements ayant abouti au choix du dispositif. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

a) Le dispositif

Le piège CSR (*Cebo Sobre Rejilla* ou Appât Sur Grille) a été pensé et testé en termes d'efficacité par Veiga, Lobo et Martín-Piera (1988 ; 1989). Il s'agit d'un piège de type *Barber*, c'est-à-dire un récipient à parois lisses, enterré au ras du sol. Le piège peut être rempli d'un liquide (par exemple de l'eau savonneuse). Ce liquide va éviter que les individus ne s'échappent. À la différence d'un piège Barber, le piège CSR est surmonté d'une grille sur laquelle l'appât, de la matière fécale fraîche, est déposé (figure 46a-d).

Les pièges CSR sont efficaces mais létaux, même pour des espèces non cibles comme des micromammifères (New 1999). Leur importante capacité d'attraction et de capture permet cependant d'envisager leur utilisation pour la collecte des individus et de leur ADN. Il est nécessaire pour cela d'adapter le dispositif pour le rendre non létaux. Il nous fallait d'une part diminuer drastiquement la quantité de liquide au fond du piège et en changer la composition, et d'autre part ajouter un entonnoir empêchant les insectes de ressortir du piège (figure 46c). Il pouvait être important de laisser un peu d'eau au fond du piège pour permettre aux insectes de s'hydrater.

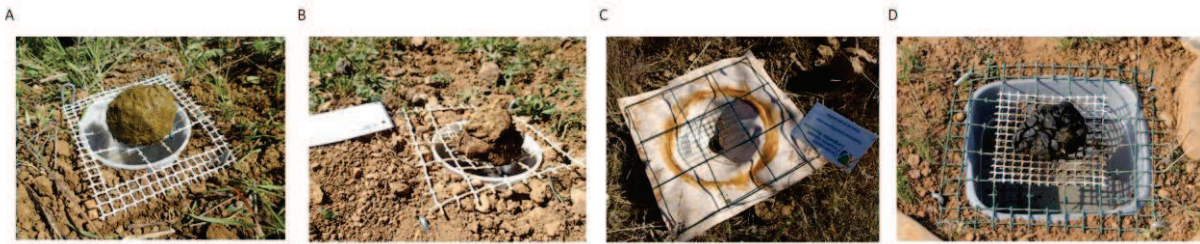


Figure 46 : Différentes versions du piège CRS. A, B et D sont les versions « classiques » ; C'est une version recouverte d'un entonnoir en lino pour capturer les insectes sans les tuer. Dans A et B l'appât (vache) est sous la forme fraîche et sèche, après 48h. En D l'on peut voir l'appât brebis. Photos A-B-C : C. LEANDRO, photo D : W. Perrin.

Plusieurs prototypes ont été imaginés. Certains dispositifs étaient à poser sur le sol sans avoir à être enterrés. L'idée a été proposée à un panel de professionnels gestionnaires d'espaces naturels⁵⁹ qui ont considéré que de tels dispositifs étaient trop vulnérables. Le prototype le plus facile à fabriquer et qui semblait le plus adapté au terrain était une sorte de piège Barber cylindrique (figure 47a). Lors d'un premier test terrain de ce prototype, nous n'avons cependant capturé aucun insecte (test avec 15 pièges sur trois sites différents). Selon nos observations, les coléoptères coprophages, ayant détecté l'odeur de l'appât en vol, n'étaient plus capables, arrivés à proximité du piège, de s'orienter correctement pour l'atteindre. Il semble qu'ils ne détectaient plus l'odeur et faisaient demi-tour. Nous avons donc modifié le conteneur de l'appât : nous l'avons enveloppé d'une moustiquaire en forme de cône avec un morceau d'éponge à l'extrémité inférieure. Ce morceau d'éponge devait permettre d'éviter que le jus issu de l'appât ne coule et ne souille le contenu du piège. Ainsi, la version finale a été la forme B-C-D (figure 47), très proche de A (figure 47), mais qui *a priori* avait l'avantage de mieux diffuser l'odeur de l'appât.

Pour ce qui est de la réalisation du prototype final et de la construction des pièges, nous avons travaillé avec D. DEGUELDRE, technicien de la plateforme terrain d'expériences (TE) du CEFÉ-LabEx CEMEB. Les matériaux utilisés étaient des tubes et bouchons en PVC, de la moustiquaire et du fil de fer.

⁵⁹ Voir Chapitre 4, partie II.

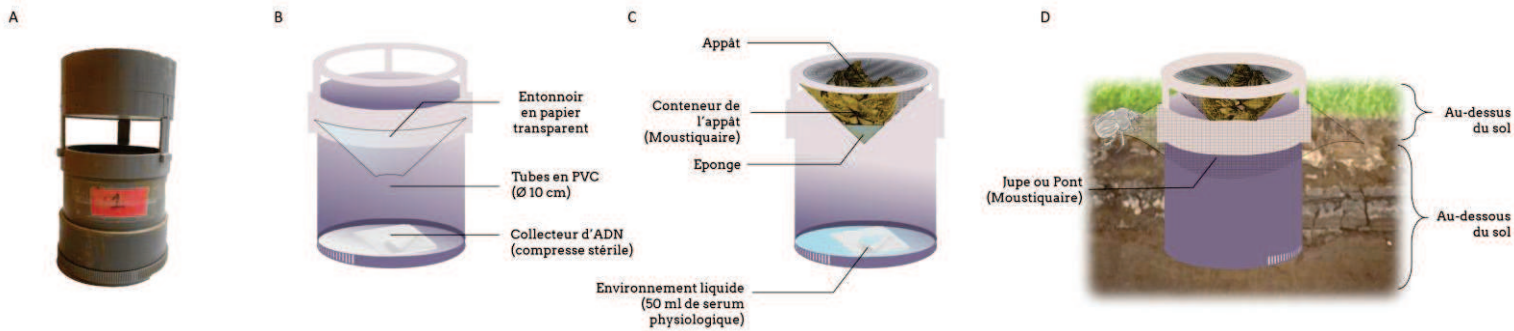


Figure 47 : Prototype du système NDC (Non destructive DNA collector). A représente la version moins attractive ; B-C-D représentent la version finale (ouverture autour de l'appât).

b) Trouver un matériel stérile collecteur

Après avoir trouvé un prototype de collecte des insectes adapté, il a fallu identifier un substrat à même de collecter l'ADN des insectes en évitant les contaminations. Un des principaux défis de l'identification via l'ADN extracellulaire est d'éviter les « faux-positifs », souvent liés à un matériel contaminé apportant de l'ADN d'individus non présents dans le milieu étudié (Lahoz-Montfort *et al.* 2016 ; MacDonald & Sarre 2017).

À nos yeux, le substrat collecteur devait être assez homogène, si possible d'origine naturelle mais exempt de toute contamination, donc stérilisé. Il devait également être peu onéreux, facile à trouver dans le commerce et facile à manipuler.

Enfin, comme suggéré par Bohmann *et al.* (2014), une calibration de la méthode et la détermination des limites était nécessaire. Nos choix méthodologiques devaient donc être testés (Rose *et al.* 2017).

Nous avons testé trois substrats artificiels : l'eau solide (marque Pluie Solide®), du coton (marque Stérilux®) et des compresses stériles non tissées (marque Pharmacien Giphar®).

Dans des pots plastiques transparents d'une hauteur de 14 cm et de rayon 5 cm, nous avons déposé 50 ml de sérum physiologique stérile (en contraste avec les 1,5 L utilisés pour le piégeage CSR classique) et, selon le pot, un substrat différent. Pour chaque modalité nous avons utilisé six pots. Puis nous avons introduit 10 individus du genre *Onthophagus*, notamment *O. ruficapillus*, *O. ovatus* et *O. grossepunctatus* (de 5 à 10 mm de longueur). Ces espèces ont été choisies par leur petite taille et leur facilité à être maintenues vivantes en laboratoire. Les pots ont été laissés 72 h sur la plateforme terrain d'expériences du CEFE-LabEx CEMEB, à Montpellier (figure 48).



Figure 48 : (A) Morphotype utilisé pour l'expérience, ici illustré par *Onthophagus ovatus* (photo : Serge Peslier). (B) Photo présentant les trois supports testés dans le cadre de l'expérience : du coton, des compresses stériles et de l'eau solide. (C) Pots utilisés lors de l'expérience couverts par de la moustiquaire (pour éviter que les individus vivants s'échappent); photo prise sur le terrain d'expériences du CEFÉ.

Pour chaque substrat nous avons noté (i) le coût, ii), la facilité d'emploi (temps de pose et de relève) et (iii) le taux de survie des individus après 72 h (ce qui correspond à un temps moyen de pose d'un piège classique sur le terrain). Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 9.

Les tests de Fisher et de Kruskal-Wallis utilisés pour voir s'il y avait une différence entre les modalités n'ont pas révélé de différence significative. La compresse stérile semblait être assez idéale car elle est facile à trouver dans le commerce et lors des manipulations elle a été simple d'emploi. Il était en particulier plus facile qu'avec les deux autres substrats de retirer les insectes.

Tableau 9 : Caractéristiques découlant des mesures réalisées pour chaque support à ADNe considéré.

	Eau solide (N = 6)	Coton (N = 6)	Comprese (N = 6)
Taux moyen de survie des individus	93,3 %	93,3%	97,7 %
Achat sur	www.pluie-solide.com	Toute pharmacie & supermarché	Toute pharmacie
Coût	18 €	~ 3 € pour 45	~ 5 € pour 20
Temps moyen passé pour relever le support (secondes)	85 "	71 "	75 "
Remarques	Dosage difficile ; nécessite de l'eau. Déjections visibles à l'œil nu.	Les individus creusent des galeries et lors de la relève certains laissent des tarse accrochés dans le coton (source possible de surreprésentation)	Un peu épaisses : couper éventuellement en deux.

Suite à ces tests et nous avons décidé de tester dans des conditions contrôlées l'efficacité de la compresse stérile en tant que substrat collecteur d'ADNe. Ces résultats sont décrits dans l'étude 4, développée ci-dessous.

Etude 4 : Quantifier de l'ADNe sur un substrat stérile

i) Matériel et Méthodes

Afin de tester la valeur des compresses stériles comme support fixateur d'ADN extracellulaire dans un potentiel piège s'appuyant sur l'approche ADNe pour inventorier des peuplements de coléoptères coprophages, nous avons travaillé en laboratoire sur des prototypes de pièges et une espèce en particulier : *Onthophagus ruficapillus* Brullé (figure 49a).

Pour les récipients prototypes faisant office de pièges, nous avons utilisé les mêmes pots en plastique transparents que ceux qui avaient été utilisés pour comparer les substrats (13,5 cm de hauteur et 5 cm de rayon) avec un couvercle en moustiquaire par-dessus, afin d'éviter que les insectes sortent. Au fond de chaque pot nous avons déposé, à l'aide d'une pince stérilisée, une compresse stérile, de 10 cm de côté, et 50 ml de sérum physiologique.

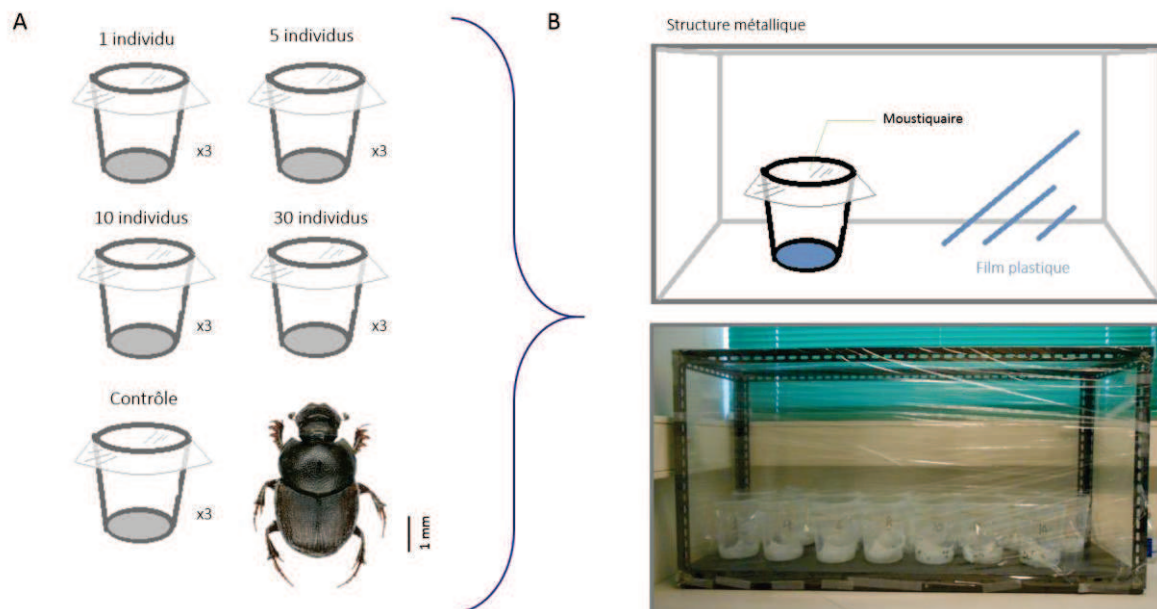


Figure 49 : Plan d'expérience pour tester les substrats stériles comme supports à ADN extracellulaire. A) forme des pots utilisés et illustration du type d'insecte utilisé (ici *O. ruficapillus*). B) Isolation des pots pour éviter toute contamination.

Un nombre défini d'individus d'*O. ruficapillus* ont été placés dans chaque pot suivant le plan suivant : 1 individu, 5, 10 et 30. Chaque niveau de densité a été répliqué 3 fois, de même qu'il y a eu 3 pots « contrôle » sans aucun individu (figure 49a).

Les individus ont été laissés pendant 48h, temps maximal de pose souhaité pour le nouveau système d'inventaire. Deux jours nous semblaient suffisants pour (i) avoir un bon aperçu du peuplement, (ii éviter que les individus ne succombent dans le piège (par prédation, manque de ressources ou du simple fait d'une accumulation des insectes au fond du piège (Takahara *et al.* 2012 ; Thomsen *et al.* 2012)) et (iii) éviter la dégradation dans le temps des traces d'ADN. Les individus ont ensuite été extraits et placés, pour chaque pot, dans un tube Eppendorf avec de l'alcool à 96 %. Les compresses ont été égouttées sur le bord du pot correspondant puis conservées dans des sachets hermétiques neufs avec du gel de silice. Les étapes d'extraction et amplification de l'ADN à partir des compresses ont été réalisées par la société Spygen qui a employé des qPCR (amplification quantitative en chaîne par polymérase) et des méthodes de quantification de l'ADN en temps réel. L'amorce utilisée pour l'amplification a été un marqueur universel « insecte » basé sur l'ARN ribosomal 16s.

ii) Résultats

Trois résultats principaux peuvent être retenus de cette expérience (figure 50). Le premier concerne l'information qualitative qui se dégage à partir de l'utilisation de la compresse stérile : le *taux de confiance* que nous pouvons attribuer à cette première expérience est de 100 % du fait qu'il n'y a eu aucun « faux-positif », notamment dans les pots servant de contrôle. Par ailleurs, comme la figure 50 A l'indique, quelle que soit la densité en individus dans les différents pots (1, 5, 10 ou 30), un signal de présence de l'espèce a été obtenu. Il y a donc une *détection qualitative* parfaite.

Le troisième résultat concerne l'information quantitative que nous pouvons en retirer. En effet, dans un premier temps, le matériel utilisé n'a pas permis de mettre en évidence une éventuelle *corrélation entre l'abondance des individus et la quantité d'ADN amplifié* (figure 50a). Le matériel (suspension avec les échantillons moléculaires, compresses) a donc été dilué dix fois. Cette dilution a été envisagée afin de voir s'il n'y avait pas un effet de « masquage » ou de surcharge en séquences quand il y avait « trop d'ADN disponible » dans

la compresse, brouillant un potentiel signal semi-quantitatif⁶⁰. C'est ainsi, qu'après dilution, le résultat obtenu a permis de mettre en évidence une corrélation entre la quantité d'ADN amplifiée et le nombre d'individus présents dans les pots (figure 50b).

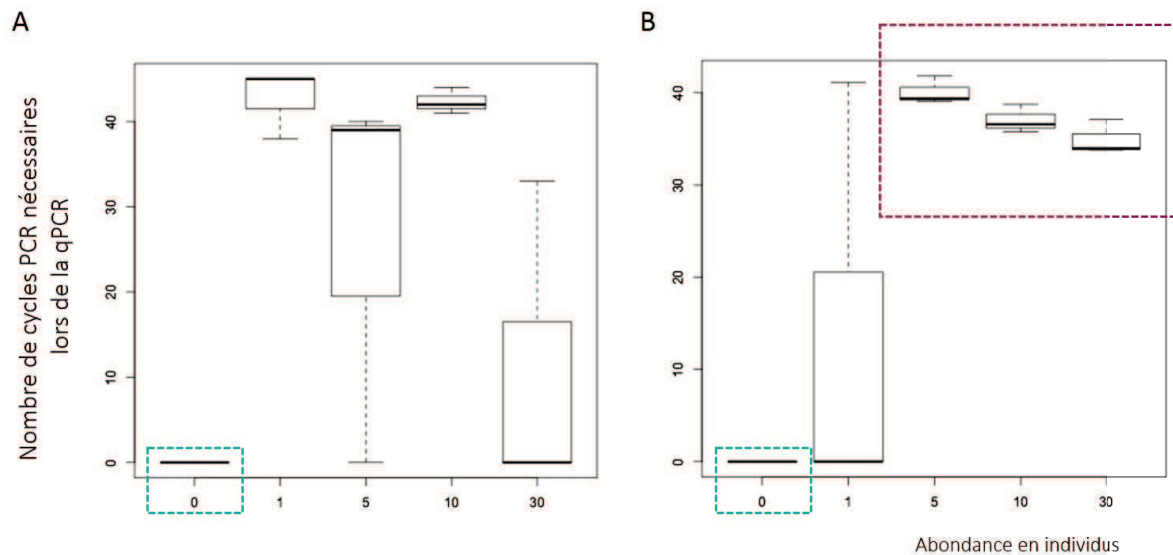


Figure 50 : Nombre de cycles PCR nécessaires à la détection de séquences génétiques en fonction du nombre d'individus. Ici l'espèce modèle est *Onthophagus ruficapillus*. Pour la figure A, aucune dilution n'a été faite. Pour la figure B, une dilution 1/10 a été réalisée avant amplification. De façon générale, plus le nombre de cycles nécessaire est élevé, moins grande était la quantité d'ADN disponible, démontrant ainsi une information semi-quantitative de cette analyse (encadré rouge Bordeaux). Les échantillons témoins démontrent une non contamination du système expérimental (encadré vert).

iii) Discussion

L'approche ADNe avec un support synthétique et stérile a permis de détecter l'espèce même quand il n'y avait qu'un seul coléoptère dans le piège. Cependant, une dilution 1/10 a été nécessaire pour corréliser la quantité d'ADN amplifiée et l'abondance des insectes. Lorsque de l'ADN "pur" était utilisé, la quantité importante de matière organique inhibait la réaction de PCR (amplification en chaîne par polymérase). Inversement, une dilution 1/10 de l'ADN extrait des compresses a permis de quantifier l'abondance relative des insectes. Cette dilution pose cependant problème : deux fois sur trois elle n'a pas permis de détecter la présence de l'espèce dans les pots contenant un seul individu.

⁶⁰ Dans le cadre des analyses moléculaires qui tentent de faire un lien entre l'abondance des espèces et la quantité en ADN disponible dans l'environnement, il est préférable d'utiliser le terme « semi-quantitative » car il n'est pas possible d'obtenir un nombre exact d'individus, mais une information sur l'abondance relative.

Ces résultats indiquent premièrement que nous sommes en mesure de détecter les espèces capturées dans les pièges grâce à l'ADN déposé par les individus. Puis, que nous devons être vigilants sur la détection de la présence d'espèces rares.

Nous concevons que d'autres études sont nécessaires pour savoir si, en présence de nombreuses espèces, l'ADNe provenant des espèces rares peut être détecté et si la quantité d'ADN quantifié illustre bien les effectifs du peuplement (Cristescu 2014 ; Blanckenhorn 2015).

iv) Conclusion

L'approche ADNe peut, si elle est correctement adaptée aux taxons ciblés, changer la donne en termes de systématisation de l'acquisition de la donnée, qualitative et quantitative. Il pourrait s'agir d'une méthode à la fois rentable et éthique qui permettrait d'accroître le suivi et améliorer les études sur les coléoptères coprophages pour des objectifs d'écologie et de conservation. Ici, il s'agit de la première preuve expérimentale du potentiel des supports artificiels comme fixateurs d'ADN extracellulaire pour la faune susceptible d'être capturée dans des pièges.

c) Un outil d'échantillonnage et identification

Le substrat artificiel de type compresse stérile a permis une bonne détection des insectes, non seulement d'un point de vue qualitatif, mais également semi-quantitatif. Néanmoins, il s'agissait de conditions contrôlées ciblant une seule espèce. Le piège étant finalisé, nous avons procédé à une comparaison, d'une part de l'attractivité du dispositif non destructeur vis-à-vis des pièges classiques (CSR), et d'autre part de l'efficacité des méthodes de détection et d'identification par l'ADNe face aux techniques morphologiques classiques. L'ensemble de cette démarche et les résultats issus de ce travail sont présentés dans la publication suivante (Étude 5).

Etude 5 : Inventorier des organismes du sol grâce aux inventaires basés sur l'ADNe

Une méthode prometteuse basée sur les outils de détection moléculaires pour le suivi des invertébrés terrestres

Camila LEANDRO¹, Tony DEJEAN², Alice VALENTINI², Pauline JEAN² & Pierre JAY-ROBERT¹

1. CEFÉ, Univ. Paul Valéry Montpellier 3, Univ. Montpellier, EPHE, CNRS, IRD, Montpellier, France
2. SPYGEN Savoie Technolac - Bât. Koala, 17, Rue du Lac Saint-André - BP 274, Le Bourget-du-Lac Cedex 73375, France

ARTICLE SOUMIS

Résumé

1. La crise actuelle de la biodiversité nécessite des méthodes rapides et pertinentes à grande échelle pour évaluer l'état des organismes vivants. Cependant, certains taxons sont plus évasifs que d'autres, rendant la surveillance biologique de ces taxons difficile. C'est le cas des invertébrés du sol. Des nouvelles technologies moléculaires telles que le barcoding, le metabarcoding et les approches ADN environnemental (ADNe), peuvent néanmoins contribuer à atténuer ce problème.
2. Dans cette étude, nous avons évalué la faisabilité d'une approche ADNe pour étudier les invertébrés du sol, en adaptant les méthodes de surveillance existantes pour le suivi de la faune des excréments afin de permettre la collecte de leur ADN, de manière non destructive.
3. Bien que l'attractivité du dispositif et le protocole d'échantillonnage puissent être améliorés, l'identification de l'ADN s'est révélée efficace d'un point de vue qualitatif et quantitatif, avec un taux de concordance de 80%.
4. Les résultats de l'étude démontrent l'efficacité des outils de détection basés sur l'ADNe pour la surveillance des insectes bousiers par rapport aux techniques d'enquête et d'identification standard. De plus, le dispositif de collecte développé pour l'étude pourrait être utilisé pour des enquêtes similaires sur d'autres invertébrés terrestres.

A promising new method for terrestrial invertebrate monitoring: eDNA-based detection tools

Camila LEANDRO, Tony DEJEAN, Alice VALENTINI, Pauline JEAN et Pierre JAY-ROBERT

Abstract

1. The current biodiversity crisis calls for rapid and wide-ranging surveys to assess living organisms. However, some taxa are more elusive than others, making monitoring challenging. This is the case for soil invertebrates, but new molecular technologies such as eDNA metabarcoding could help to alleviate this problem.
2. In this study, we evaluated the feasibility of using an eDNA approach to survey soil invertebrates, adapting existing monitoring methods for surveying dung fauna to enable eDNA collection in a non-destructive way.
3. While the attractiveness of the device to dung beetles and the sampling protocol would benefit from further development, eDNA identification proved effective from a qualitative and quantitative point of view, with a species identification match rate of 80%.
4. The results of the study demonstrate the effectiveness of eDNA-based detection tools for the monitoring of dung beetles compared to standard surveying and identification techniques. Moreover, the adapted collecting device developed for the study could be used for similar surveys of other terrestrial invertebrates.

Introduction

The current biodiversity crisis is affecting all species, large and small. Yet surveying tiny or elusive organisms can be a difficult task (Lewis et al. 2007; Port et al. 2016), impeding conservation efforts (Cardoso et al. 2011; Leandro et al. 2017). This is the case for invertebrates: while they represent the vast majority of known species (Purvis & Hector 2000) and are suffering alarming decline (Dunn 2005; Hallmann et al. 2017), invertebrates are often not included in monitoring efforts and conservation strategies (Small 2012; Donaldson et al. 2016). The scarcity of experts and the lack of practical survey methods accentuate this deficiency (Lewis et al. 2007). This methodological issue deserves urgent attention. In the last decade, environmental DNA (eDNA) monitoring methods have been proposed as a tool that can overcome some of the difficulties inherent to the monitoring of biodiversity. This

approach detects and identifies taxa from intracellular and extracellular material found in the environment (Taberlet et al. 2012), making the detection of elusive and cryptic species easier. Additionally, as it saves time, it makes large-scale and long-term monitoring schemes more feasible (Mächler et al. 2014; Thomsen & Willerslev 2015). Another advantage is that it solves the 'kill it to save it' paradox, as most invertebrates are usually identified once dead (New 1999; Lecq & Bonnet 2015).

To date, DNA detection and identification techniques have largely focused on aquatic ecosystems (Rees et al. 2014; Lawson Handley 2015; Barnes & Turner 2016; Valentini et al. 2016). Indeed, the homogeneity of the environment is a key factor in the success of these methods (Thomsen et al. 2012; Furlan et al. 2015). While some studies have tried to use eDNA approaches to monitor terrestrial invertebrates (Bienert et al. 2012; Decaëns et al. 2013; Blanckenhorn et al. 2015; Xu et al. 2015;

Madden et al. 2016), terrestrial ecosystems are not as homogeneous as aquatic systems such as ponds and lakes. As a result, the monitoring design requires adaptation in order to capture DNA traces of targeted species from the environment in a representative way and in the framework of the monitoring objective (Barnes & Turner 2016).

Dung beetles are an emblematic, relatively well-studied group of species belonging to the Scarabaeinae, Aphodiinae and Geotrupinae subfamilies. With just over 6000 species known worldwide, the diversity of dung beetles is modest compared to other invertebrate groups (Simmons & Ridsdill-Smith 2011). Their functional importance in pastoral ecosystems (Losey & Vaughan 2006; Manning et al. 2016) and their sensitivity to habitat change (McGeoch et al. 2002; Viegas et al. 2014; Tocco & Villet 2016) and to pollution (Verdú et al. 2018) make dung beetles potentially good biological indicators (Nichols & Gardner 2011). Unfortunately, the discretion of these beetles, most of which have a small body and dark colour and divide their time between soil and dung, mean that most species are not easy to observe or to identify. In Europe, for example, one of the most widespread species, *Onthophagus vacca*, has recently been found to be a cryptic complex species thanks to research based on genetic markers (Rössner et al. 2010). Despite these beetles' potential importance in the ecosystem, these factors along with the lack of dung beetle specialists in biodiversity conservation institutions mean that these species are not considered in conservation policies (Leandro et al. 2017). In this context, eDNA metabarcoding might be an effective way to overcome methodological obstacles and make dung beetles more accessible to research. Yet given the diversity both of the behaviour of these species and the habitats in which they occur, a universal way to capture genetic remnants would need to be developed that would be viable for all species.

The typical sampling strategy for dung beetles is to use pitfall traps baited with natural dung. The

most commonly used pitfall trap (the CSR model, described by Lobo et al. 1988 and Veiga et al. 1989) catches all three guilds of dung beetles: dwellers, tunnelers and rollers. These traps can be very effective: in a study in the Mediterranean, five CSR traps collected individuals from more than 75% of local species, representing more than 95% of the biomass of the dung beetle community (Lobo et al. 1998).

The beetles caught by CSR traps die during sampling, which makes their identification with a magnifying glass easier. Considering that this type of baited trap allows species to be collected in a very small area, we decided to adapt it to catch the beetles alive and to collect eDNA to identify the species. This required changing the CSR design and laboratory process in such a way as to ensure the survival of collected individuals without permitting them to escape and to avoid contamination of the collected eDNA.

Our results show that it is possible to adapt dung beetle monitoring tools to implement an eDNA metabarcoding approach; our modified collection device allowed us to validate the composition of a dung beetle community. To our knowledge, this is the first field experiment targeting dung beetles that follows the recommendations of Blanckenhorn et al. (2015), who used a barcoding approach in laboratory conditions. To test the potential of an artificial eDNA collector as a reliable tool to monitor dung beetles in the field, we (i) designed a non-destructive collecting device; (ii) checked if eDNA from dung beetles could be detected from the collection device and used to identify species; and (iii) evaluated if the amount of DNA found was related to the known community structure.

Materials & methods

The non-destructive collecting device

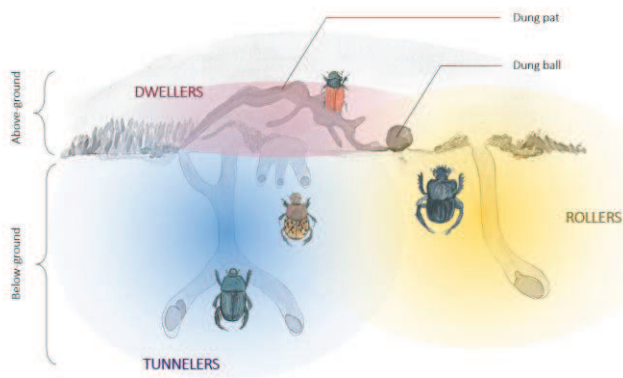


Fig 1: Different species of dung beetles demonstrate three kinds of foraging and nesting behaviour: (1) rollers roll a ball of dung far from the source; (2) tunnelers live underneath the dung source and stock balls from this in tunnels; and (3) dwellers live in the source of dung itself. (Illustration by C. LEANDRO)

Environmental DNA methods involve detecting the DNA of a targeted species in the ecosystem. Dung beetles live in a variety of habitats – pasturelands, forests, deserts – and have different foraging and soil-nesting behaviour; however, they all rely on dung (Fig. 1). Although different dung beetle species may have certain trophic preferences or be attracted to dung from different origins (omnivores, ruminants, monogastric herbivores, etc.), most have a large trophic spectrum (Martín-Piera & Lobo 1996; Dormont et al. 2007; Wurmitzer et al. 2017). Dung attractiveness also partly depends on climatic conditions (Errouissi et al. 2004). Dung beetles converge towards dung, and then use different types of behaviour to move away from it (species may be dwellers, tunnelers or rollers). In surveys, baited pitfall traps are used to catch them before they move away (and often before they reach the bait).

A standard CSR trap consists of a plastic bowl (20 cm in diameter), which is buried to its rim in the soil and contains water. A grid placed over the bowl supports the bait. Attracted by the bait, the insects slip through the grid, fall into the bowl and drown.

For our study, we adapted a CSR trap to create a non-lethal, non-destructive collecting device (hereafter, NDC device) designed to capture DNA from the targeted species. Our NDC device (Fig. 2) was a pitfall trap made with a PVC tube 10 cm in diameter with a soft funnel at the entry (to prevent the exit of insects from the trap) and a cone-shaped bait container made of mosquito net in the top (to prevent the insects from entering the bait). At the bottom of the bait container, a sponge (3 cm in diameter, 2 mm thick) was included in order to avoid liquid from the bait (rich in microorganisms) to run into the trap. At the bottom of the trap, a sterile nonwoven compress soaked with 50 ml of sterile physiological serum enabled the collection of DNA from the trapped species (from secretions and excretions).

Three preliminary field experiments were conducted from May to June 2017 in different sites in the scrubland around Montpellier (southern France) to compare the effectiveness of NDC traps with standard CSR traps (in terms of number of insects trapped). As the NDC trap was observed to be less attractive to beetles in these tests, the device was slightly redesigned. The optimized NDC device (Fig. 2) was then used in the study.

The trap was designed and constructed at the Mediterranean Centre of the Environment and

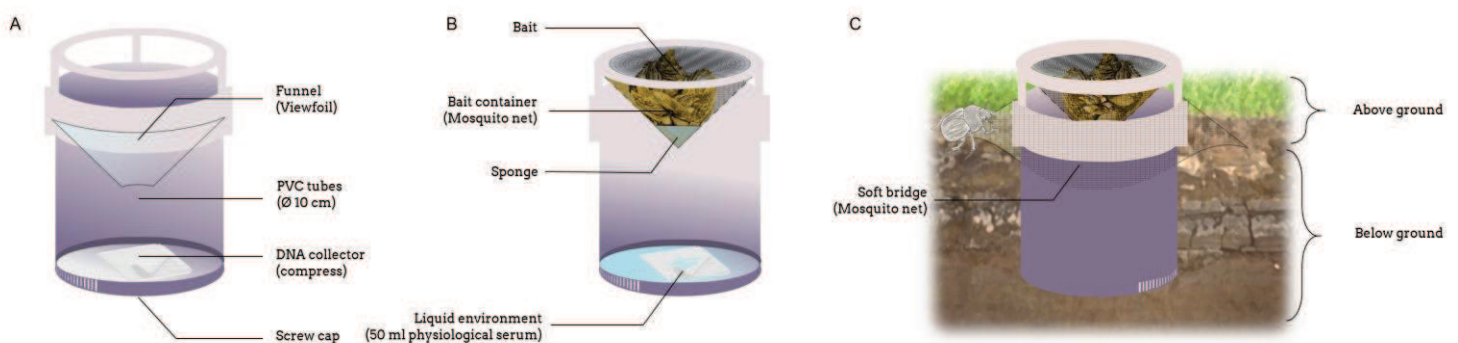


Fig 2: (A) A cutaway of the non-destructive collecting (NDC) device before baiting; (B) the device with the bait and liquid environment to collect DNA ready to be deployed; (C) the NDC deployed in the field with the bait suspended above the ground and a bridge of mosquito netting to allow insects access to the trap. (Illustration by C. LEANDRO)

Biodiversity Laboratory of Excellence's (LabEx CeMEB) platform for field experiments. Before each experiment, the NDC device was decontaminated (using a 10% dilution of commercial bleach for 24 hours).

Insect detection

To compare the detection rate of the redesigned NDC device versus standard CSR traps, we conducted two field experiments on 25–26 June (session 1) and 4–5 July 2017 (session 2) on a goat farm in the scrubland north of Montpellier [43°48'37.0"N, 3°43'50.6"E]. The dominant vegetation was Mediterranean scrub and holm oak (*Quercus ilex* L., 1753). The temperature fluctuated between 19 °C and 32 °C during this period.

On both occasions, 10 CSR traps and 10 NDC devices were installed in a parcel on the site at a distance of 10 m apart and left for 24 hours. According to Lobo et al. (1998), 10 CSR traps should result in the capture of beetles representing more than 85% of the local species richness and approximately 60% of the regional species pool. In each trap, we used 300 g of cow dung as bait to attract the maximum amount of the dung beetle community into the traps (Wurmitzer et al. 2017).

After 24 hours, all insects from the CSR traps and NDC devices were collected, counted and identified to species level based on their morphology using the Paulian & Baraud (1982) dichotomous key and updated nomenclature (<http://www.faunaeur.org>). All specimens were stored in 95° alcohol. We designated this as the 'classical identification method' (CIM), which we used as a baseline to compare both the attractiveness of the two types of traps to different species and to estimate the effectiveness of the eDNA detection method (by comparing the list of species identified by CIM and by eDNA metabarcoding).

We assessed the sampling effort using species accumulation curves (the 'specaccum' function in the Vegan R package, 'exact' method, 999 permutations) (Oksanen et al. 2015). We also calculated the expected diversity and Shannon's

equitability index for each type of sampling device, comparing species diversity and abundance in each device using the non-parametric Wilcoxon test. Statistical analyses were computed with R 3.4.1 (R Core Team, 2017).

eDNA detection

In the field, the nonwoven compresses used for eDNA collection were taken from the NDC devices with decontaminated pliers (commercial bleach at 10% for 24h) and put in a bottle containing CL1 buffer solution (see details below). The bottles were stored in a room at 20 °C until genetic analysis.

Laboratory and bioinformatics analyses of eDNA

DNA extraction was performed in a room dedicated to DNA extraction from water samples, equipped with positive air pressure, UV treatment and frequent air renewal. Before entering this extraction room, personnel changed in a connecting zone into full protective clothing comprising a disposable body suit with hood, mask, laboratory shoes, overshoes and gloves. All benches were decontaminated with 10% commercial bleach before and after each handling of a sample. The eDNA extraction was performed in the following steps: each bottle containing the CL1 buffer (SPYGEN, Le Bourget du Lac, France) and the nonwoven compress was agitated for 1 min on an S50 shaker (cat Ingenieurbüro™) at 800 rpm, then 15 mL of the buffer was removed with a sterile pipette and added to a 50-mL tube containing 33 mL of ethanol and 1.5 mL of 3M sodium acetate. The tubes were stored for at least one night at 20 °C. They were then centrifuged at 15,000 ×g for 15 min at 6 °C, and the supernatants were discarded. After this step, 720 µL of ATL buffer from the DNeasy Blood & Tissue Extraction Kit (Qiagen, Hilden, Germany) was added. The tubes were then vortexed, and the supernatants were transferred to 2-mL tubes containing 20 µL of Proteinase K. The tubes were finally incubated at 56 °C for two hours. Subsequently, DNA

extraction was performed using NucleoSpin® Soil (MACHEREY-NAGEL GmbH & Co., Düren, Germany) starting from step 6 and following the manufacturer's instructions. The elution was performed by adding 100 µL of SE buffer twice. One negative extraction control was also performed. After the DNA extraction, the samples were tested for inhibition by qPCR following the protocol in Biggs et al. (2015). If the sample was considered inhibited, it was diluted 5-fold before amplification.

To identify the beetle species, we used two primers, amplifying a short fragment of 16S ribosomal RNA (Elbrecht et al. 2016). The DNA amplifications were done in a 25 µL solution that included 1 U of AmpliTaq Gold DNA Polymerase (Applied Biosystems, Foster City, CA), 10 mM of Tris-HCl, 50 mM of KCl, 2.5 mM of MgCl₂, 0.2 mM of each dNTP, 0.2 µM of each primer, 0.2 µg/µL of bovine serum albumin (BSA, Roche Diagnostic, Basel, Switzerland) and 3 µL of DNA template. The primers were 5'-labeled with an eight-nucleotide tag unique to each sample (with at least three differences between any pair of tags), allowing each sequence to be assigned to the corresponding sample during the sequence analysis. The forward and reverse primer tags were identical within each PCR replicate. The PCR mixture was denatured at 95 °C for 10 min, followed by 45 cycles of 30 s at 95 °C, 30 s at 56 °C and 1 min at 72 °C and a final elongation step at 72 °C for 7 min in a room dedicated to amplified DNA with negative air pressure and physical separation from the DNA extraction rooms (with positive air pressure). Twelve PCR replicates were performed per sample. One negative extraction control and one PCR control were amplified and sequenced in parallel. The purified PCR products were pooled in equal volumes to achieve an expected sequencing depth of 100,000 reads per sample. Library preparation and sequencing were performed at Fasteris facilities (Geneva, Switzerland). The library was prepared using the Metafast protocol (<https://www.fasteris.com/metafast>). The library was sequenced using Illumina MiSeq

(2x150 bp) (Illumina, San Diego, CA, USA) and the MiSeq Reagent Kit v3 (Illumina, San Diego, CA) following the manufacturer's instructions. The sequence reads were analysed using the programs in the OBITools package (<http://metabarcoding.org/obitools>; Boyer et al. 2016) following the protocol described in Valentini et al. (2016). The forward and reverse reads were assembled using the *illumina-paired-end* program with a minimum score of 40 and retrieving only joined sequences. The reads were then assigned to each sample using the *ngsfilter* program. A separate dataset was created for each sample by splitting the original dataset into several files using *obisplit*. After this step, each sample was analysed individually before merging the taxon list for the final ecological analysis. Strictly identical sequences were clustered together using *obiuniq*. Sequences shorter than 20 bp, or with occurrences lower than 10, were excluded using the *obigrep* program. The *obiclean* program was then run to assign the status of 'head', 'internal' or 'singleton' to each sequence within a PCR product. All sequences labelled 'internal' that corresponded most likely to PCR substitutions and thus errors were discarded. Taxonomic assignment of the molecular operational taxonomic units (MOTUs) was performed using the program *ecotag* with the local reference database built for this study and the sequences extracted from ENA Release 127 (standard sequences) of the European Bioinformatics Institute's EMBL database using the *ECOPCR* program (Bellemain et al. 2010; Ficetola et al. 2010). We discarded all MOTUs with an occurrence frequency below 0.001 per library in each sample and with an identity in the reference databases lower than 0.98.

Reference database

As a control, DNA was extracted from 10-mg tissue samples from a leg of the 18 species of Geotrupinae, Scarabaeinae and Aphodiinae trapped with the NDC device, using DNeasy Blood & Tissue kit (Qiagen, Hilden, Germany) in a room dedicated to DNA extraction and

Tab. 1 : Summary of principal differences in results between the NDC device and the CSR trap (S1: session 1, S2: session 2, W: result of the Wilcoxon test).

		NDC	CSR	p-value
species richness per trap	S1	4.6±2.50	9.7±2.58	0.001 (W 92.5)
	S2	5.9±1.19	9.7±2.79	0.002 (W 90.5)
abundance per trap	S1	33.8±16.46	175.2±49.62	0.0001 (W 100)
	S2	43.3±14.87	134±48.62	0.0002 (W 99.0)

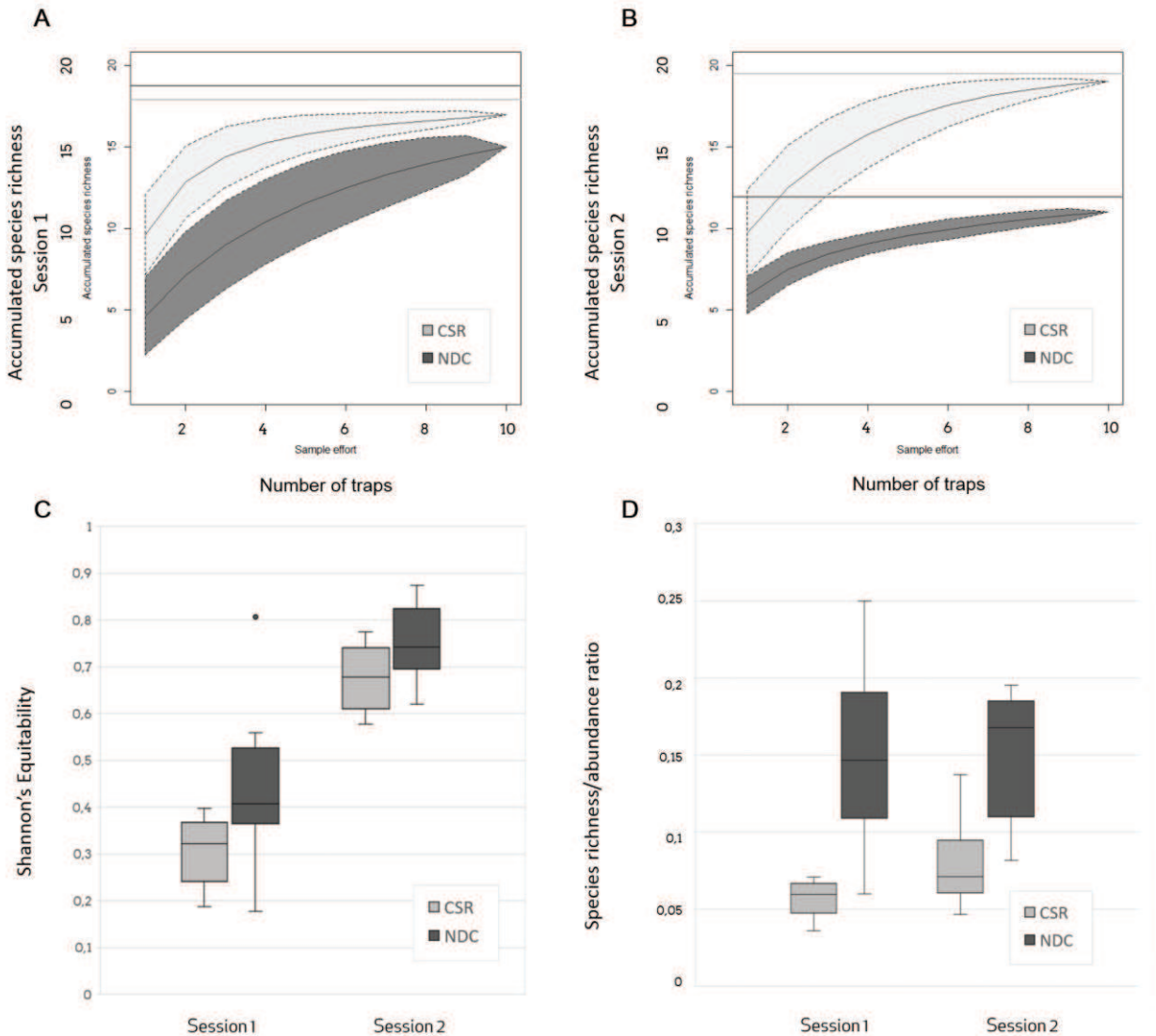


Fig 3: Species diversity and equitability for each collection device. (A) and (B) show species accumulation curves with envelopes ('exact' method, 999 permutations) and Chao's diversity estimation (horizontal line) for each device for session 1 and 2 respectively. (C) shows the Shannon's equitability (evenness) index and (D) shows the species richness/abundance ratio for both types of trap in each session.

following the manufacturer's instructions. DNA amplifications, sequencing and sequencing analysis were performed as described above. The purified PCR products were pooled in equal volumes to achieve an expected sequencing

depth of 50,000 reads per sample. The taxonomic assignment of the MOTUs was performed using the program 'ecotag' with the sequences extracted from ENA Release 127 (standard sequences) of the EMBL database.

Results

CSR trap vs NDC device capture efficiency

In total, 3,884 insects from 21 species were trapped during the experiment.

Using the classical identification method (CIM), the NDC device was less attractive to dung beetles than the standard CSR trap (Table 1). In session 1, the 10 CSR traps caught 17 species, while the same number of NDC devices caught 15 species. In session 2, the total captures were respectively 19 and 11. Species accumulation curves and Chao's estimator (Fig. 3A and B) also revealed differences in the number of species caught by each type of trap, particularly for session 2: for the 10 CSR traps, total estimated richness was 19.45 (± 0.95), while for NDC devices it was 11.9 (± 1.71). In session 1, four species were trapped only with the CSR traps, while two species were exclusively observed in NDC devices; during session 2, the CSR traps attracted nine species never observed in the NDC devices, while only one species was exclusively trapped in a NDC device.

However, the NDC device showed a higher equitability value (p -value < 0.01 for session 1; p -value = 0.06 for session 2) of the collected diversity and a statistically higher species richness/abundance ratio (p -value < 0.001 for both sessions) (Fig. 3C and D). Moreover, the abundance correlation of shared species between sampling devices was high for both

sessions (Spearman $R = 0.826$ p -value < 0.001 for S1; Spearman $R = 0.845$ p -value < 0.001 for S2).

eDNA detection efficiency

In session 1, 69.4% (± 13.3) and in session 2, 68.4% (± 24.4) of the species captured in NDC devices and identified by CIM were also detected through eDNA.

In some NDC devices from session 1, three species were detected by eDNA that were not found or identified by CIM methods. The three species concerned were captured and detected in other devices during the session, dismissing the idea of false positives.

Geotrupinae, which represented 0.3% of captures in CSR traps, were never caught in NDC devices (Table 2). Of Scarabaeinae and Aphodiinae, three species were never caught in NDC devices, while together they represented 0.4% of CSR captures. Four other species were trapped by NDC devices but not detected by eDNA. These represented 2.2% of the total captures (by CSR and NDC devices). The species detected by eDNA always represented the majority of the CSR captures in terms of abundance: 96.6% (belonging to 10 species) during the first session, and 95.3% (belonging to 7 species) during the second session.

The correlation between the number of individuals caught in NDC devices and the amount of eDNA detected (number of reads)

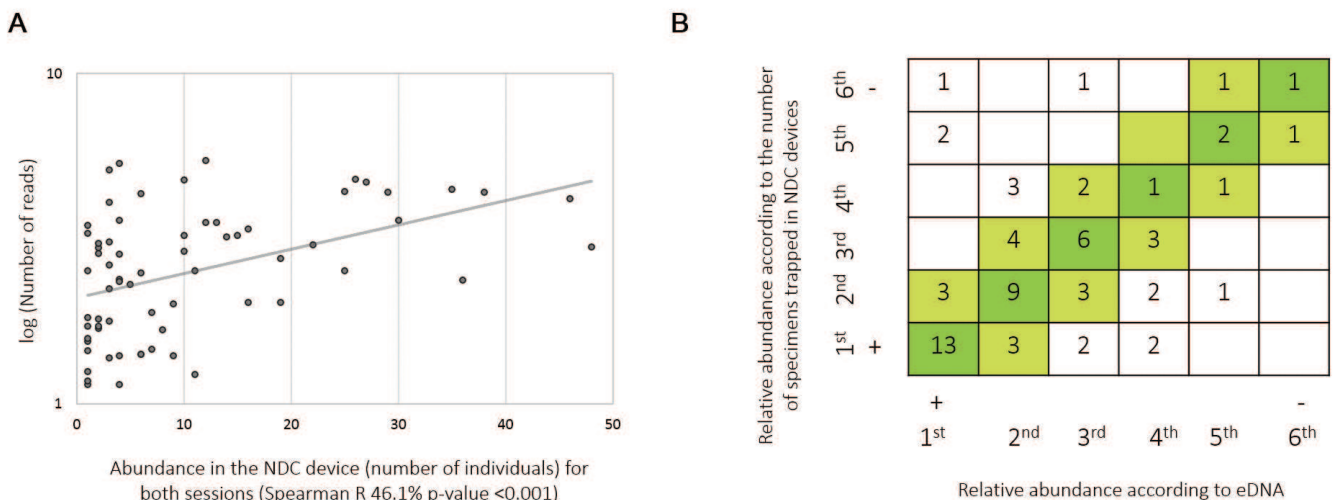


Fig 4: (A) Relationships between the abundance of individuals for each species in each trap and the number of reads (log scale) of dung beetle species, both sessions combined. (B) Ranking of species according to their relative abundance in the NDC device and to the relative abundance of eDNA measured in the trap, both sessions combined. Dark green: perfect detection; light green: good detection.

Tab. 2 : Binary comparison between collecting methods (CSR vs NDC) and identification methods (CIM vs eDNA, for samples collected by NDC). For the collecting methods, a + indicates that the species was collected by that method; a – indicates that the species was not collected by that method but was collected by the other; and neither indicates that the species was not collected by either method. For the identification methods used on NDC samples, a + indicates that eDNA positively detected species that were actually collected and identified by CIM; a – indicates that eDNA did not detect a species; and neither indicates that the species was not detected in the NDC device. Species highlighted in bold were caught by the NDC device and detected through eDNA.

Species by subfamily	Collecting methods				Identification methods for NDC samples			
	Session 1		Session 2		Session 1		Session 2	
	CSR	NDC	CSR	NDC	CIM	eDNA	CIM	eDNA
<u>Geotrupinae</u>								
<i>Geotrupes mutator</i>			+	-				
<i>G. spiniger</i>	+	-	+	-				
<i>Sericotrupes niger</i>			+	-				
<u>Scarabaeinae</u>								
<i>Caccobius schreberi</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Copris hispanus</i>	-	+			+	+		
<i>Euoniticellus fulvus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Euonthophagus amyntas</i>	+	-	+	-				
<i>Onthophagus coenobita</i>	+	+	+	-	+	+		
<i>O. furcatus</i>	+	-	+	-				
<i>O. grossepunctatus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>O. joannae</i>	+	+	+	-	+	-		
<i>O. lemur</i>	+	+	+	-	+	-		
<i>O. maki</i>	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>O. taurus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>O. vacca</i>	+	+	+	+	+	-	+	-
<i>O. verticicornis</i>	+	+	+	+	+	+	+	-
<i>Sisyphus schaefferi</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<u>Aphodiinae</u>								
<i>Ammoecius elevatus</i>			-	+			+	-
<i>Aphodius fimetarius</i>	+	+	+	+	+	-	+	-
<i>Othophorus haemorrhoidalis</i>	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Teuchestes fossor</i>	+	-						

was moderate (Spearman's $R = 46.1\%$ p -value < 0.001 ; Fig. 4A). However, the fidelity of ranking between the number of specimens trapped in the device and the amount of eDNA detected was perfect in 47.8% of cases (Fig. 4B, dark green) and good (\pm one rank of difference) in 79.1% of cases (Fig. 4B, light green).

Discussion

Dung beetles are a somewhat paradoxical study case: while they are among the most popularly known insects, provide essential ecosystem services (Losey & Vaughan 2006), and have been identified as good potential indicators regarding habitat conservation (Nichols & Gardner 2011), their study is restricted to a very small circle of specialists, despite the fact that no research drawbacks have been revealed about them. This paradox is largely due to the difficulty of accurately identifying most of these species without killing them and using dissecting microscopes. CSR traps have proven to be a very efficient tool to sample dung beetles whatever the habitat (Veiga et al. 1989; Lobo et al. 1998; Larsen & Forsyth 2005); however, these traps deliver a large number of (dead) specimens, requiring many hours of morphological identification, which is not very compatible with extensive monitoring use.

To attempt to address these concerns, we designed a non-destructive DNA collecting (NDC) device by adapting a CSR trap in order to collect eDNA from trapped dung beetles without harming them. The device proved to be efficient: with very good specificity, a species richness/abundance ratio higher than that of CSR traps, and the detection of all the species constituting the bulk of the local assemblage, the NDC device makes the sampling of dung beetles feasible by unexperienced operators. It is compact, light, made of easily available materials and requires no more than 50 mL of water (while approximately 3 L are needed for a CSR trap), making it easy to use in the field – a key criteria for developing molecular survey methods (Taylor et al. 2017).

The main cause for concern was the possible discrepancy between the quantity of DNA expelled by insects and their abundance in the trap. As found in a study by Thomsen et al. (2012), secretions and excretions were believed to be the predominant sources of eDNA in the device. Considering the huge differences in body size within this group of beetles (e.g. Lobo 1993), bias due to this fact was expected. Both to avoid the overrepresentation of insects that arrived first and to ensure individual survival, it was decided to leave the traps in place for only 24 hours (CSR traps are generally left in position for several days). The fact that there was a very good balance between the relative abundance based on the number of reads and the number of trapped specimens seems to indicate this solution addressed this concern.

These encouraging results nonetheless leave us with the question of the lower attractiveness of NDC devices compared to CSR traps. The study was carried out in the Mediterranean region of southern France, an area where dung beetle fauna is highly diversified (Lumaret & Lobo 1996; Dortel et al. 2013). Lobo et al. (1998) put forward that, in this region, the use of 2–5 CSR traps may be sufficient for ecological studies dealing with the composition and structure of assemblages. Our results indicate that 50% more NDC devices may be needed to achieve the same goal. Another option would be to work to improve the attractiveness of the device.

During a preliminary test performed in May 2017, we used a NDC device in which the bait was placed in a circular box open only at the top. This design was to avoid the bait running to the bottom of the device and damaging eDNA. However, with this design, we observed that the beetles were unable to locate the origin of the smell when they were close to the trap and moved away before falling in. As a result, we replaced the box with a net to allow the smell to diffuse more effectively. It may be possible to expose the bait even further to increase the attractiveness of the NDC device, or to consider a mix of baits (Larsen & Forsyth 2005; Spector

2006). This optimization may improve NDC devices to an extent that they could be used for exhaustive surveys.

There are also ways we may be able to enhance our survey design and adjust it to local contexts and problematics, and thus be able to more accurately study dung beetle communities (Kéry et al. 2008). Nevertheless, the eDNA metabarcoding approach was promising and we will continue to develop it.

While NDC devices did not catch all dung beetle species, they allowed the detection of several other beetles. Carabidae (1 species), Dermestidae (1 species), Hydrophilidae (1 species) and Staphylinidae (3 species) were detected in 12 out of the 20 devices. These taxa were detected by comparing the DNA collected to the sequences available on public reference sequence databases. Likewise, 11 species from the Diptera order were found. These insects were visually observed (but not identified by CIM), and the larger species (e.g. Carabidae) were released during the collection of the devices.

The use of pitfall traps is a standard way to sample ground-dwelling beetles, as they regularly fall in these traps. Yet the identification of these species is a difficult task: to give just one example, there are approximately 2,000 different rove beetle species in Europe. Consequently, the study of dung insect assemblages is generally restricted to Scarabaeidae and Geotrupidae. An eDNA-based sampling method offers the possibility of identifying a large variety of taxa in the field, opening the way to a more complete study of the micro-ecosystem of dung (Hanski 1991; Blanckenhorn et al. 2015). Of ground beetles, many species of rove beetles, histerids and hydrophilids are predators that play a decisive role in the regulation of other dung-living organisms, and which strongly depend on the dynamics of these prey (Sheppard & Harwood 2005; Cristescu 2014). A further challenge will be to test the capacity of NDC devices to accurately estimate the abundance of these

non-coprophilous beetles to get a broader picture of coprophilous communities.

Scientists have signalled that a current mass extinction is underway, in the context of which insects are experiencing a dramatic decline in populations and diversity (Dunn 2005; Hallmann et al. 2017). Threats to dung beetles include habitat destruction, the intensification of agricultural practices, and the exposure to toxic veterinary substances used to treat livestock, the residues of which are dispersed in dung (Numa et al. 2012; Verdú et al. 2018). While a method dedicated to the detection of species (i.e. the NDC device and the subsequent bioinformatics analyses) is unsuitable for estimating the total abundance of dung beetles, quantifying the local abundance of dung beetles could be useful. To accurately estimate the erosion of populations, the barcoding analysis could be supplemented by a metabarcoding approach based on DNA sequences common to Scarabaeoidea as a whole. A two-step procedure such as this shows the potential of using genetic tools to investigate the complexity of the biodiversity structure.

Emerging technologies in genomics represent challenges but also significant opportunities for monitoring, and thus for conservation (Pimm et al. 2015; Taylor & Gemmill 2016). In order to propose solutions to stem the massive decline in biodiversity, we need to be able to measure populations effectively, which relies on developing systematic, efficient – ideally non-invasive – monitoring methods. DNA (meta)barcoding sampling methods are one promising possibility. While this study is a first step and merits further development, it shows how standard techniques can be adapted to collect DNA in order to apply a (meta)barcoding approach.

Insects, and more generally invertebrates, are critical to the functioning and resilience of ecosystems and must not be neglected in conservation efforts (Leather et al. 2008; Rees et al. 2014). They should be a priority in the development of new genetic surveying methods

and equally taken into account in ecosystem protection strategies.

Conclusion

Our results show the value of eDNA for detecting the presence/absence and relative abundance of dung beetle species through non-destructive collection methods. While both the sampling device and the design of the survey could be enhanced to further improve results, the findings prove the efficacy of the eDNA metabarcoding approach. They indicate that non-destructive DNA collecting devices could be used in a systematic way in monitoring schemes to gather good quality data (Bickford et al. 2007; Baird & Hajibabaei 2012). As they are non-invasive and the identification process much less labour-intensive than using standard traps, these methods could also stimulate further ecological research, increasing the number of invertebrate surveys, leading to more collected data and, ultimately, triggering conservation measures for currently overlooked species.

Acknowledgements

We would like to acknowledge D. Degueldre for helping during the conception and construction of the NDC device. We would also like to thank N. Foulquier, who allowed us to use his farm for the experiments. Finally, we are grateful to J. Bonfanti and S. Savagner for their field assistance.

Bibliography

Baird, D. J., & Hajibabaei, M. (2012). Biomonitoring 2.0: a new paradigm in ecosystem assessment made possible by next-generation DNA sequencing. *Molecular Ecology*, 2039–2044.

Barnes, M. A., & Turner, C. R. (2016). The ecology of environmental DNA and implications for conservation genetics. *Conservation Genetics*, 17(1), 1–17. doi:10.1007/s10592-015-0775-4

Bellemain E., Carlsen T., Brochmann C., Coissac E., Taberlet P., and Kausarud H.. 2010. ITS as an environmental DNA barcode for fungi: an in silico approach reveals potential PCR biases. *Bmc Microbiology* 10:189–189. pmid:20618939

Bickford, D., Lohman, D. J., Sodhi, N. S., Ng, P. K. L., Meier, R., Winker, K., ... Das, I. (2007). Cryptic species as a window on diversity and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(3), 148–55. doi:10.1016/j.tree.2006.11.004

Bienert, F., De Danieli, S., Miquel, C., Coissac, E., Poillot, C., Brun, J.-J., & Taberlet, P. (2012). Tracking earthworm communities from soil DNA. *Molecular Ecology*, 21(8), 2017–30. doi:10.1111/j.1365-294X.2011.05407.x

Biggs, J., Ewald, N., Valentini, A., Gaboriaud, C., Dejean, T., Griffiths, R. A., Foster, J., Wilkinson, J. W., Arnell, A., Brotherton, P., Williams, P., Dunn, F. Using eDNA to develop a national citizen science-based monitoring program for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Biol. Conserv.* 183, 19-28 (2015).

Blanckenhorn, W. U., Rohner, P., Bernasconi, M. V., Haugstetter, J., & Buser, A. (2015). Is qualitative and quantitative metabarcoding of dung fauna biodiversity feasible? *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*. doi:10.1002/etc.3275

Boyer, F., Mercier, C., Bonin, A., Le Bras, Y., Taberlet, P., & Coissac, Obitools: A unix-inspired software package for DNA metabarcoding. *Mol. Ecol. Resour.* 16, 176–182 (2016).

Cardoso, P., Erwin, T. L., Borges, P. A. V., & New, T. R. (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation*, 144(11), 2647–2655. doi:10.1016/j.biocon.2011.07.024

Cristescu, M. E. (2014). From barcoding single individuals to metabarcoding biological communities: Towards an integrative approach to the study of global biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(10), 566–571. doi:10.1016/j.tree.2014.08.001

Decaëns, T., Porco, D., Rougerie, R., Brown, G. G., & James, S. W. (2013). Potential of DNA barcoding for earthworm research in taxonomy and ecology. *Applied Soil Ecology*, 65, 35–42. doi:10.1016/j.apsoil.2013.01.001

Donaldson, M. R., Burnett, N. J., Braun, D. C., Suski, C. D., Hinch, S. G., Cooke, S. J., & Kerr, J. T. (2016). Taxonomic bias and international biodiversity conservation research. *Facets*, 1, 105–113. doi:10.1139/facets-2016-0011

Dormont, L., Rapior, S., McKey, D.B., & Lumaret, J.P. (2007). Influence of dung volatiles on the process of resource selection by coprophagous beetles. *Chemoecology*, 17, 1, 23–30.

- Dortel, E., Thuiller, W., Lobo, J.M., Bohbot, H., Lumaret, J.P., & Jay-Robert, P. (2013). Potential effects of climate change on the distribution of Scarabaeidae dung beetles in western Europe. *Journal of Insect Conservation*, 17, 1059–1070.
- Dung Beetle Ecology (pp. 5-21). Princeton University press, Princeton, NJ.
- Dunn, R. R. (2005). Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conservation Biology*, 19(4), 1030–1036. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00078.x
- Elbrecht, V., Taberlet, P., Dejean, T., Valentini, A., Usseglio-Polatera, P., Beisel, J. N., ... & Leese, F. (2016). Testing the potential of a ribosomal 16S marker for DNA metabarcoding of insects. *PeerJ*, 4, e1966
- Errouissi, F., Haloti, S., Jay-Robert, P., Janati-Idrissi, A., & Lumaret, J.P. (2004). Effects of the Attractiveness for Dung Beetles of Dung Pat Origin and Size Along a Climatic Gradient. *Environmental Entomology*, 33, 1, 45–53. doi: 10.1603/0046-225X-33.1.45
- Ficetola G. F., Coissac E., Zundel S., Riaz T., Shehzad W., Bessi re J., Taberlet P., and Pompanon F. (2010). An In silico approach for the evaluation of DNA barcodes. *BMC Genomics* 11.
- Furlan, E. M., Gleeson, D., Hardy, C. M., & Duncan, R. P. (2015). A framework for estimating the sensitivity of eDNA surveys. *Molecular Ecology Resources*, n/a-n/a. doi:10.1111/1755-0998.12483
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12(10). doi:10.1371/journal.pone.0185809
- K ry, M., Royle, J. A., & Schmid, H. (2008). Importance of sampling design and analysis in animal population studies: A comment on Sergio et al. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 981–986. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01421.x
- Larsen, T. H., & Forsyth, A. (2005). Trap Spacing and Transect Design for Dung Beetle Biodiversity Studies 1, 37(2), 322–325.
- Lawson Handley, L. (2015). How will the “molecular revolution” contribute to biological recording? *Biological Journal of the Linnean Society*, 115(3), 750–766. doi:10.1111/bij.12516
- Leandro, C., Jay-Robert, P., & Vergnes, A. (2017). Bias and perspectives in insect conservation: A European scale analysis. *Biological Conservation*, 215, 213–224. doi:10.1016/j.biocon.2017.07.033
- Leather, S. R., Basset, Y., & Hawkins, B. a. (2008). Insect conservation: finding the way forward. *Insect Conservation and Diversity*, 1(October), 67–69. doi:10.1111/j.1752-4598.2007.00005.x
- Lecq, S., Loisel, A., & Bonnet, X. (2015). Non-lethal rapid biodiversity assessment. *Ecological Indicators*, 58, 216–224. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.004
- Lewis, O.T., New, T.R. & Stewart, A.J.A. (2007). Insect conservation: Progress and Prospects. In Stewart, New & LEWIS (Eds.), *Insect Conservation Biology* (pp. 431-435). CABI, Oxfordshire.
- Lobo, J. M., Martín-Piera, F. & Veiga, C. M. (1988). Las trampas pitfall con cebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprofagas de Scarabaeidae (Col.). I. Caracteristicas determinantes de su capacidad de captura. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 25:177–100
- Lobo, J.M. (1993). Estimation of dung beetle biomass. *European Journal of Entomology*, 90, 235-238.
- Lobo, J.M., Lumaret, J.P., & Jay-Robert, P., (1998). Sampling dung beetles in the French Mediterranean area: effects of abiotic factors and farm practices. *Pedobiologia*, 42, 252–266.
- Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56, 4, 311. doi:10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2
- Lumaret, J.P., Lobo, J.M. (1996). Geographic distribution of endemic dung beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea) in the Western Palaearctic region. *Biodiversity Letters*, 3, 192-199.
- Mächler, E., Deiner, K., Steinmann, P., & Altermatt, F. (2014). Utility of environmental DNA for monitoring rare and indicator macroinvertebrate species. *Freshwater Science*, 33(April), 1174–1183. doi:10.1086/678128.
- Madden, A. A., Barber n, A., Bertone, M. A., Menninger, H. L., Dunn, R. R., & Fierer, N. (2016). The diversity of arthropods in homes across the United States as determined by environmental DNA analyses. *Molecular Ecology*, in press. doi:10.1111/mec.13900
- Manning, P., & Ford, J. P. (2016). Evidence that sex-specific signals may support mate finding and limit aggregation in the dung beetle *Aphodius fossor*.

- Ecological Entomology, 41(4), 500–504.
doi:10.1111/een.12319
- Martín-Piera, F., & Lobo, J.M. (1996). A comparative discussion of trophic preferences in dung beetle communities. *Miscel.lania Zoologica*, 19, 1, 13-31.
- McGeoch, M. A., Van Rensburg, B. J., & Botes, A. (2002). The verification and application of bioindicators: A case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 661–672. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00743.x
- New, T.R. (1999). Untangling the Web: Spiders and the Challenges of Invertebrate Conservation. *Journal of Insect Conservation*, 3 (4), 251-256.
doi:10.1023/A:1009697104759
- Nichols, E., & Gardner, T. A. (2011). Dung Beetles as a Candidate Study Taxon in Applied Biodiversity Conservation Research. In L.W. Simmons and J. Ridsdill-Smith (Eds.), *Dung Beetle Ecology and Evolution* (pp. 267-291). Wiley-Blackwell.
- Numa, C., Verdú, J. R., Rueda, C., & Galante, E. (2012). Comparing Dung Beetle Species Assemblages Between Protected Areas and Adjacent Pasturelands in a Mediterranean Savanna Landscape. *Rangeland Ecology & Management*, 65(2), 137–143. doi:10.2111/REM-D-10-00050.1
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O’Hara RB, et al. (2015). *Vegan: community ecology package*. R package version 2.2-1.
- Paulian, R. & Baraud, J. (1982). *Faune des Coléoptères de France, vol. II : Lucanoidea et Scarabaeoidea*. Paris, Lechevalier.
- Pimm, S. L., Alibhai, S., Bergl, R., Dehgan, A., Giri, C., Jewell, Z., ... Loarie, S. (2015). Emerging Technologies to Conserve Biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 685–696. doi:10.1016/j.tree.2015.08.008
- Port, J. A., O’Donnell, J. L., Romero-Maraccini, O. C., Leary, P. R., Litvin, S. Y., Nickols, K. J., ... Kelly, R. P. (2016). Assessing vertebrate biodiversity in a kelp forest ecosystem using environmental DNA. *Molecular Ecology*, 25(2), 527–541. doi:10.1111/mec.13481
- Purvis, A., & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature Insight Biodiversity*, 405(May), vol 405 no. 6783. doi:10.1038/35012221
- R Core Team (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rees, H. C., Maddison, B. C., Middleditch, D. J., Patmore, J. R. M., & Gough, K. C. (2014). The detection of aquatic animal species using environmental DNA - a review of eDNA as a survey tool in ecology. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1450–1459. doi:10.1111/1365-2664.12306
- Rössner, E., Schönfeld, J., & Ahrens, D. (2010). *Onthophagus* (Palaeonthophagus) *medius* (Kugelann, 1792)— a good western palaeartic species in the *Onthophagus vacca* complex (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Onthophagini). *Zootaxa*, 2629, 1-28.
- Sheppard, S. K., & Harwood, J. D. (2005). Advances in molecular ecology: Tracking trophic links through predator-prey food-webs. *Functional Ecology*, 19(5), 751–762. doi:10.1111/j.1365-2435.2005.01041.x
- Simmons, L. W., & Ridsdill-Smith, J. (2011). *Dung Beetle Ecology and Evolution*. Wiley-Blackwell.
- Small, E. (2012). The new Noah’s Ark: beautiful and useful species only. Part 2. The chosen species. *Biodiversity*, 13(1), 37–53. doi:10.1080/14888386.2012.659443
- Spector, S., Museum, C. A., History, N., Park, C., & York, N. (2006). *Scarabaeine Dung Beetles (coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An Invertebrate Focal Taxon for Biodiversity Research and Conservation*. *Coleopterists Society Monographs. Patricia Vaurie Series*, 60(5), 71–83. doi:10.2307/4153164
- Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M., & Rieseberg, L. H. (2012). Environmental DNA. *Molecular Ecology*, 21(8), 1789–93. doi:10.1111/j.1365-294X.2012.05542.x
- Taylor, H. R., & Gemmell, N. J. (2016). Emerging Technologies to Conserve Biodiversity: Further Opportunities via Genomics. *Response to Pimm et al. Trends in Ecology & Evolution*, 1–2. doi:10.1016/j.tree.2016.01.002
- Taylor, R., Dussex, H., & van Heezik, Y. (2017). Bridging the conservation genetics gap by identifying barriers to implementation for conservation practitioners. *Global Ecology and Conservation*, 10(May), 231–242. doi:10.1016/j.gecco.2017.04.001
- Thomsen, P. F., & Willerslev, E. (2015). Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological Conservation*, 183, 4–18. doi:10.1016/j.biocon.2014.11.019

- Thomsen, P. F., Kielgast, J., Iversen, L. L., Wiuf, C., Rasmussen, M., Gilbert, M. T. P., ... Willerslev, E. (2012). Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology*, 21(11), 2565–73. doi:10.1111/j.1365-294X.2011.05418.x
- Tocco, C., & Villet, M. (2016). Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeoidea) assemblages in the western Italian Alps: benchmark data for land use monitoring. *Biodiversity Data Journal*, 4, e10059. doi:10.3897/BDJ.4.e10059
- Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P. F., ... Dejean, T. (2016). Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology*, 33(April), n/a-n/a. doi:10.1111/mec.13428
- Veiga, C. M., Lobo, J. M., & Martín-Piera, F. (1989). Las trampas pitfall con cebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprofagas de Scarabaeoidea (Col.). II: Analisis de efectividad. *Rev. Écol. Biol. Sol.*
- Verdú, J. R., Lobo, J. M., Sánchez-Piñero, F., Gallego, B., Numa, C., Lumaret, J. P., ... Durán, J. (2018). Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: An interdisciplinary field study. *Science of the Total Environment*, 618, 219–228. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.331
- Viegas, G., Stenert, C., Schulz, U. H., & Maltchik, L. (2014). Dung beetle communities as biological indicators of riparian forest widths in southern Brazil. *Ecological Indicators*, 36, 703–710. doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.036
- Wurmitzer, C., Blüthgen, N., Krell, F. T., Maldonado, B., Ocampo, F., Müller, J. K., & Schmitt, T. (2017). Attraction of dung beetles to herbivore dung and synthetic compounds in a comparative field study. *Chemoecology*, 27(2), 75–84. doi:10.1007/s00049-017-0232-6
- Xu, C. C. Y., Yen, I. J., Bowman, D., & Turner, C. R. (2015). Spider Web DNA: A New Spin on Noninvasive Genetics of Predator and Prey. *Plos One*, 10(11), e0142503. doi:10.1371/journal.pone.0142503

3. Un nouveau chemin pour l'acquisition de données.

Pour l'acquisition de données sur les bousiers nous avons opté pour les l'identifications génétique tout en nous appuyant sur le principe de l'outil de collecte classique, des pièges attractifs qui permettent de concentrer les individus dans un environnement stérile et cloisonné.

Dans l'arbre de décisions (figure 45), la première hypothèse posée stipulait que l'ADNe pouvait être collecté à partir de substrats stériles telles qu'une compresse. Ce principe ayant été prouvé en conditions contrôlées en laboratoire et non contrôlées sur le terrain, nous pouvons écarter l'approche ADNe « classique », pressentie comme extrêmement lourde, compte tenue de la dispersion des insectes, et donc onéreuse.

Notre deuxième hypothèse formulait qu'il serait possible d'obtenir une information qualitative et quantitative relative aux espèces dans le piège, ce qui a été bel et bien prouvé de façon claire, puisqu'aucun faux positif n'a été trouvé dans les études 4 et 5.

Nos questionnements actuels reposent sur deux résultats de l'étude 5 :

- 1) vis-à-vis du piège, il s'agit d'une part de (i) rendre le dispositif plus attractif ou bien (ii) d'estimer à partir de combien de dispositifs nous atteignons une vision globale du peuplement à inventorier. En perspective, il s'agit de suivre les travaux de Lobo et collaborateurs (1998) qui ont proposé un abaque permettant, pour la zone méditerranéenne, d'estimer la complétude des inventaires réalisés (en fonction des objectifs scientifiques poursuivis) avec les pièges CSR ;
- 2) vis-à-vis de l'ADNe, nous devons savoir pourquoi certaines espèces, ni particulièrement petites ni particulièrement rares, n'ont pas été détectées (telles que *Onthophagus vacca* espèce cryptique avec *O. medius*).

Etant donné que nous avons obtenu une preuve de concept encourageante, des études plus poussées sont encore nécessaires pour mettre au point une méthode complète, et donc fiable, d'inventaire des coléoptères coprophages. Ceci fait, un point crucial est la promotion et la formation à la méthode afin de démocratiser et rendre l'acquisition des données systématique. Cette systématisation, permettrait d'étudier les facteurs abiotiques, peut-être même biotiques, déterminants pour les populations (formalisation des connaissances fondamentales) et à terme, de réaliser des évaluations dynamiques de l'état de conservation des populations et des peuplements.

Chapitre 3 : Des modèles pour étudier et évaluer les espèces et les peuplements

Avant même de lancer un projet de conservation ciblant un quelconque niveau de diversité, il est nécessaire d'avoir une idée de l'état de conservation de celui-ci afin de choisir le plan le plus adapté. L'évaluation de l'état de conservation implique de pouvoir confronter la réalité à un état de référence documenté ou bien à une potentialité probable (McClenachan *et al.* 2012 ; Bull *et al.* 2014). Elle implique également de pouvoir identifier et hiérarchiser les facteurs environnementaux déterminants pour les peuplements (Franklin 2010 ; Riddle *et al.* 2011).

Comme les précédentes extinctions de masse, la crise actuelle se caractérise par son ampleur (Cardinale *et al.* 2012) et, comme on l'a déjà vu dans la partie I de ce manuscrit, l'inégalité en termes d'information sur les différents compartiments de la biodiversité. Tous les écosystèmes sont impactés à des degrés divers et certaines perturbations ont la propriété d'être diffuses (Barnosky *et al.* 2011 ; Young *et al.* 2016). Parmi ces perturbations diffuses nous pouvons citer la pollution des différents compartiments de la biosphère : l'eau, l'air et le sol. Un exemple précis est le cas des xénobiotiques, pour qui l'effet est particulièrement difficile à caractériser dans la mesure où de nombreuses substances agissent en synergie avec d'autres menaces telles que la modification des paysages et des pratiques, la raréfaction de la ressource, le changement climatique, entre autres (Cardinale *et al.* 2012 ; Dirzo *et al.* 2014). Si les relations de cause à effet sont difficiles à établir, il est d'autant plus important de pouvoir évaluer le plus précisément possible l'ampleur de l'appauvrissement de la biodiversité.

Pour évaluer cet état de conservation, nous avons besoin de connaître la niche écologique (fondamentale et/ou réalisée (Guisan & Thuiller 2005)) des unités de biodiversité, disons des populations, et leur distribution spatio-temporelle (Rodrigues *et al.* 2004 ; Riddle *et al.* 2011). En effet, la précision de notre connaissance écologique est essentielle en sciences de la conservation. Au sein de cette science pluridisciplinaire, la biogéographie de la conservation s'intéresse particulièrement aux patrons de biodiversité dans un objectif de mesure de l'état de conservation et de hiérarchisation des priorités de préservation (Riddle *et al.* 2011 ; Whittaker & Ladle 2011).

Par le passé, la visualisation des patrons de distribution passait par l'établissement de listes d'espèces (McGill 2011). C'est d'ailleurs ce qu'on appelait en France dès la fin du XIX^{ème} siècle les catalogues raisonnés : une liste de tout ce qui avait été vu dans une zone géographique donnée. Nonobstant, ces listes ne faisaient qu'informer et ne permettaient pas de capter la structure spatiale des populations ou autres formes de biodiversité. Avec l'accroissement du nombre de données, surtout des données spatialisées avec des coordonnées géographiques précises, et les développements dans le domaine des systèmes d'information géographique et des statistiques spatiales, ces patrons peuvent enfin être étudiés, mesurés, cartographiés et extrapolés (Elith & Leathwick 2009 ; McGill 2011 ; Powney & Isaac 2015).

Dans cette lignée, les modèles dits de niche permettent de cartographier les habitats potentiellement favorables à une espèce à partir des facteurs choisis pour modéliser sa niche écologique potentielle (Elith & Leathwick 2009). On modélise selon les variables environnementales disponibles, d'après des connaissances ou des hypothèses écologiques, favorables à la persistance de l'espèce (Franklin 2010). Lorsqu'elle repose sur des hypothèses solides, cette approche peut se révéler extrêmement informative (Jimenez-Valverde *et al.* 2007 ; Rodríguez *et al.* 2007 ; Devictor *et al.* 2010 ; Stirling *et al.* 2016). De même, les capacités d'extrapolation offertes par les modèles de niche peuvent être déterminantes lorsqu'on souhaite caractériser l'écologie ou la distribution d'une espèce pour laquelle on a relativement peu de données ou des données hétérogènes issues de schémas opportunistes (Maes *et al.* 2015 ; Powney & Isaac 2015). C'est le cas pour nos coléoptères coprophages.

Ainsi et comme décrit dans le chapitre 1 partie I, notre modèle d'étude a fait l'objet d'un important travail de collecte d'information entre 1979 et 1990, donnant lieu à un atlas national. Il s'agit d'ailleurs du premier projet de base de données ciblant des insectes et couvrant l'ensemble du territoire métropolitain, et l'un des premiers programmes de sciences participatives français. Or, depuis 1990, le nombre de données n'a augmenté que de 12 % et ces données sont essentiellement localisées dans l'ancienne région Languedoc-Roussillon (figure 51). Du fait de ce biais géographique, ces données sont également très hétérogènes quant à la couverture spécifique.

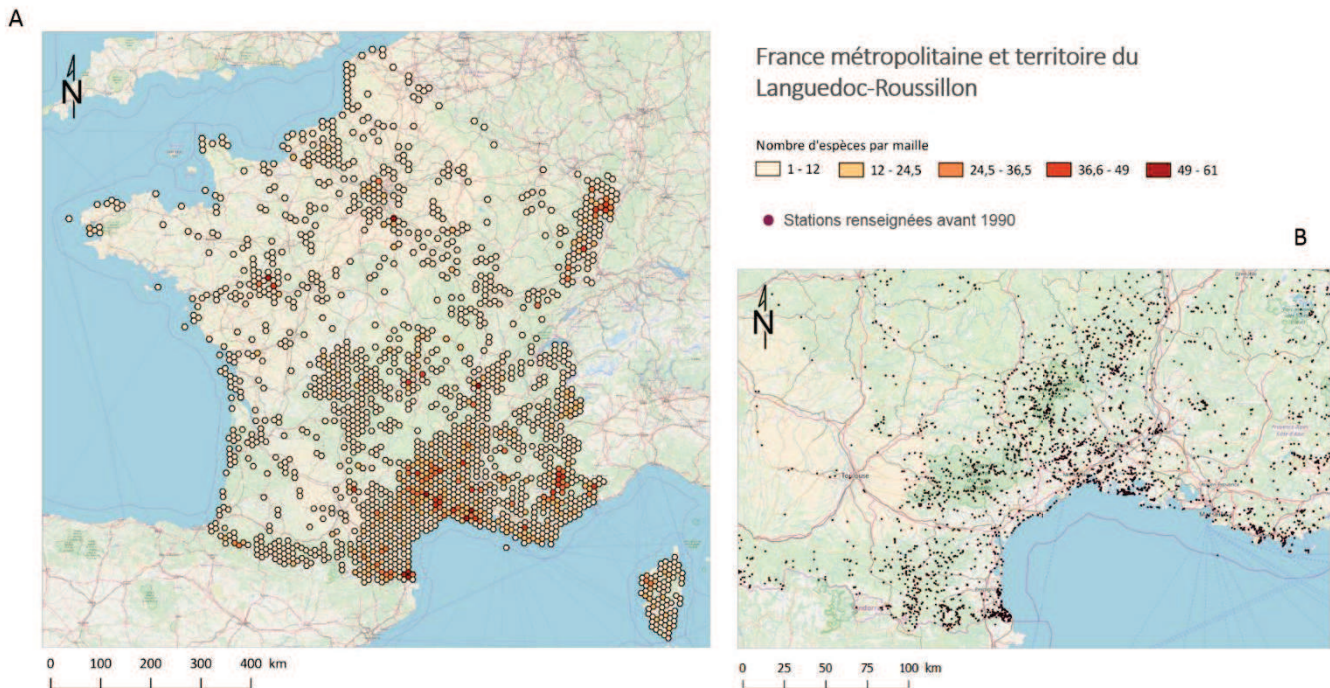


Figure 51 : A gauche : carte représentant l'ensemble de la France métropolitaine couverte par un maillage hexagonal de 5 km de côté ; les mailles sont colorées en fonction de la diversité spécifique. Ces informations sont basées sur les données de la base de données nationale sur les *Scarabaeoidea laparosticti* (téléchargée en 2017). A droite, un zoom sur le sud-ouest de la France où l'on peut apercevoir la forte densité en observations dans le Languedoc-Roussillon durant la période 1960 à 1990. Fond carte réalisé par © les contributeurs d'OpenStreetMap.

Nous avons donc choisi d'utiliser une approche de modélisation afin, d'une part, de vérifier des hypothèses écologiques à propos de la niche écologique des espèces et, d'autre part, de cartographier la distribution potentielle des espèces. A nos yeux, ces modèles auraient pour finalités : (i) de détecter des zones d'intérêt sous-prospectées, ce qui a l'avantage de pouvoir ensuite vérifier les prédictions des modèles, et (ii) de contribuer à l'évaluation de l'état de conservation des espèces.

Il est néanmoins important de souligner qu'il existe plusieurs écoles à propos des modèles de niche, plusieurs types de modèles et des biais à corriger ; nous nous sommes donc d'abord focalisés sur le choix du modèle convenant le mieux à nos données et sur les façons dont on pourrait corriger d'éventuels biais, avant de se pencher sur la vérification d'hypothèses écologiques.

1. Le choix du modèle

Les modèles de niche (Species Distribution Models en anglais : SDM) reposent sur les trois hypothèses suivantes : (i) la relation entre les données de présence (présence-absence) et les variables environnementales est statique dans le temps et dans l'espace ; (ii) les populations sont à l'équilibre ; (iii) les interactions biotiques, avec la ressource ou les membres de la population, ou encore avec d'autres organismes, ne jouent pas un rôle dans la délimitation de la distribution (Franklin 2010 ; Hertzog 2013).

Les données biologiques de répartition correspondent à deux grands types : les données dites de présence-absence (PA) et les données de présence-seule (PS). Les données en PA sont récoltées grâce à des inventaires suivant un protocole d'échantillonnage tendant vers l'exhaustivité, permettant d'estimer, avec une marge d'erreur faible, le nombre total d'espèces présentes et le nombre d'espèces absentes. Les données en PS, au contraire, correspondent à des observations plus opportunistes. Dans ce système, l'observateur ne peut renseigner que ce qu'il a vu, mais il ne peut pas être sûr que *ce qu'il n'a pas vu*, est réellement absent. Ce type de données d'occurrence est abondant dans les atlas. C'est d'ailleurs la nature de la base de données nationale sur les Scarabaeoidea laparosticti.

Un troisième groupe de données peut être évoqué, néanmoins il n'existe que par un artefact statistique. Il s'agit des données de présence-pseudo-absence (PpA). En effet, certains modèles ne pouvant pas traiter uniquement des données de présence seule vont demander d'estimer et de créer un nombre d'absences virtuelles appelées *pseudo-absences* (tableau 10).

Tableau 10 : Différents algorithmes utilisés pour la modélisation de distribution d'espèces, classés selon si les données de distribution sont issues de protocoles exhaustif où présences et absences sont relevés (PA), ou bien si les données sont en présences seules (PS). Selon l'algorithme, les données en présence seule peuvent nécessiter un nombre donné des pseudo-absences (PpA).

Données	Présence-Absence	Présence seule	
Modèles adaptés aux	PA	PS-PpA	PS
Algorithmes	GLM, GAM, ACC, CART, FR	(B)RT, MARS, GARP, GLM, GAM, ENFA, MaxEnt	(MaxEnt), BIOCLIM, HABITAT, DOMAIN,PPM

Les questions qui se posent pour l'estimation des pseudo-absences sont : combien en fournir ? Comment les choisir ? À la suite d'une controverse à propos de la qualité et la stabilité des résultats des SDM en lien avec le nombre et la façon de choisir les pseudo-absences (Chefaoui & Lobo 2008 ; Lobo *et al.* 2010 ; Lobo & Tognelli 2011), Barbet-Massin *et al.* (2012) ont travaillé sur différents types de modèles (GLM, GAM, MDA, MaxEnt, CTA, BRT et RF) et ont proposé un nombre de 1 000 pseudo-absences à intégrer. Néanmoins, l'interprétation des résultats des modèles avec PpA est questionnable (Renner 2013). Certains types de modèles et progiciels (en anglais *packages*) pour les mettre en place fonctionnent en « boîte noire » et créent des présences virtuelles en même temps que les pseudo-absences, alors que l'utilisateur ne le sait pas (Chiffard & Besnard, com. pers).

Chaque technique de modélisation comporte ses points forts, comme par exemple le fait de pouvoir s'affranchir de certaines conditions ou encore leur facilité d'utilisation, et ses points faibles. Mais le choix de telle ou telle technique doit avant tout reposer sur l'adéquation avec les données et l'objectif de l'étude (Guillera-Arroita *et al.* 2015).

MaxEnt a été souvent évoqué comme l'algorithme capable par excellence de gérer des présences seules et est très populaire au sein de la communauté des écologues (Renner 2013). Or, il nécessite que l'utilisateur fournisse également un nombre de pseudo-absences (appelées aussi présence de l'arrière-plan – Presence Background points PBP) (Barbet-Massin *et al.* 2012 ; Guillera-Arroita *et al.* 2014). Cette particularité va être d'une extrême importance à l'heure où l'on veut traiter des données d'occurrence. En effet, MaxEnt est une boîte noire qui, bien que populaire, ne permet pas une connaissance fine de ce qu'il se passe dans les « coulisses » du calcul (Renner 2013 ; Renner *et al.* 2015).

Ces dernières années, l'approche MaxEnt a pourtant été vue comme équivalente à une école statistique de gestion des processus ponctuels spatiaux, les modèles dits « Processus de Points » ou « Processus Ponctuels » (PPM de l'anglais *Point Process Models*) (Warton & Shepherd 2010 ; Fithian & Hastie 2013 ; Renner & Warton 2013). Les processus ponctuels sont souvent utilisés comme modèles de répartitions spatiales ou spatio-temporelles d'occurrences. Ils servent à décrire la répartition d'occurrences sur un espace métrique ; cette description découle de la mesure des distances entre les points dans cet espace (Valmy 2012).

a) Spécificités et avantages des PPM

Les PPM présentent un certain nombre d'avantages, sous réserve d'un ensemble de contraintes fondées sur notre connaissance exhaustive des conditions environnementales des sites d'occurrence connus. Parmi ces avantages :

- Un cadre statistique développé pour des données de PS parallèle à MaxEnt mais qui offre un contrôle absolu sur les paramètres que l'on veut ajuster (choix de la résolution spatiale, mesure de l'adéquation du modèle aux données, choix des pénalités) (Renner & Warton 2013) ;
- Pas de choix arbitraire du nombre de PBP, mais une estimation calculée en passant par la notion de point de quadrature, propre au PPM.

Les PPM traitent une spatialisation de points, c'est-à-dire un jeu de données donnant la localisation, en deux (voire trois) dimensions, d'une série d'objets ou d'événements dans une fenêtre d'étude. Chaque point peut ainsi être un individu, un nid, un évènement, etc. (Baddeley 2010). Chaque point comporte des informations ou des attributs appelés *Marques* ; dans notre cas les « marques » peuvent être le nom des espèces mais l'on pourrait éventuellement ajouter des mesures individuelles ou des traits spécifiques. Enfin, pour construire notre PPM, nous avons besoin de variables explicatives. Jusque-là, nous sommes dans le cadre classique des SDM. Néanmoins, le résultat du PPM ne va pas être une probabilité mais plutôt une intensité.

L'intensité (μ) est une densité moyenne de points attendus dans une unité spatiale de la résolution choisie et doit donc être interprétée comme une « abondance » plutôt qu'une probabilité (Baddeley 2010 ; Renner *et al.* 2015). Ainsi, les processus ponctuels décrivent la coïncidence d'événements aléatoires avec une information explicative à l'arrière-plan. Ils permettent également de mesurer les paramètres permettant d'estimer la distribution de X à partir d'un échantillon χ (y ?) dans une étendue donnée appelée W (Baddeley 2010). Les PPM rejoignent la grande famille des SDM car il s'agit de modèles de régression pour estimer la *probabilité* qu'une espèce soit présente à un endroit donné, en fonction de variables explicatives disponibles sur l'ensemble de la région étudiée (Warton & Shepard 2010 ; Renner & Warton 2013).

De plus, et à notre avantage, avec les PPM, il n'y a pas de choix à faire pour créer des pseudo-absences, car le modèle s'appuie sur les observations en transformant la fenêtre

d'étude en une table binaire de 0 (absence) et 1 (présence) en se basant sur la notion de points de quadrature, qui cherche à se rapprocher de l'intégrale de la fonction de vraisemblance (Warton & Shepherd 2010 ; Renner 2013) (figure 52).

En revanche, dans le cadre des PPM une pénalité (ou coefficient de rétrécissement), peut être implémentée de façon à améliorer la qualité du modèle (Renner 2013 ; Renner *et al.* 2015). Les modèles PPM-LASSO⁶¹ sont des modèles qui implémentent un coefficient de pénalité qui cherche à rendre le modèle moins complexe, ce qui est souhaitable (Renner 2013 ; Merow *et al.* 2014). Ce point est particulièrement intéressant, car bien que la pénalisation se fasse sous MaxEnt, elle se fait de manière *ad hoc*, sachant que le pénalité (ou rétrécissement) peut être plus ou moins important selon le coefficient (Renner 2013). De fait, les PPM nous donnent un contrôle plus important sur le modèle que MaxEnt.

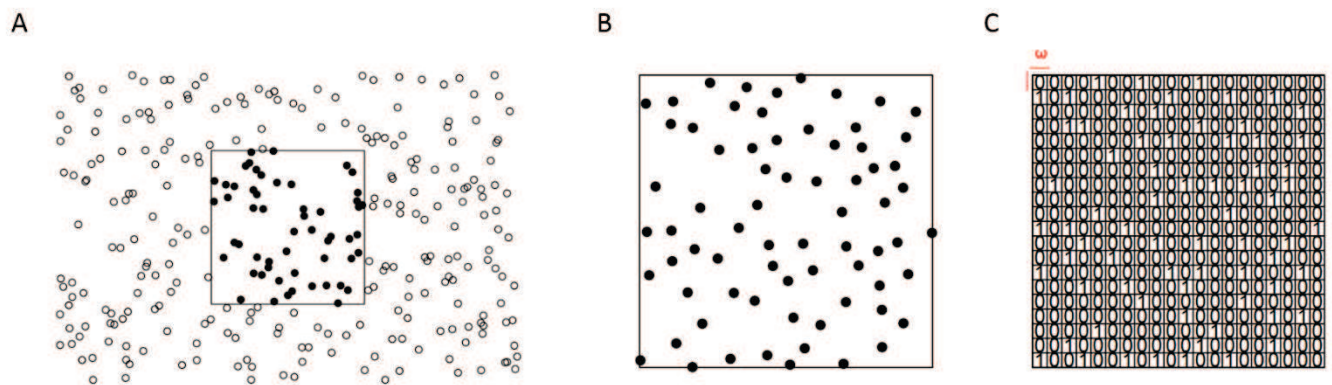


Figure 52 : Représentation de la fenêtre d'étude sur l'ensemble des points de présence obtenus (A et B) et la « transformation » des points de présence en 1 sur une grille de résolution de côté ω (C), ainsi les 0 se répartissent où les observations n'ont pas eu lieu et forment l'arrière-plan ou Presence Background points. Figures de Baddeley (2010).

b) Poisson PPM

Parmi les processus ponctuels, le processus dit de Poisson est particulièrement intéressant dans notre cas, car il s'attelle aux questions d'agrégation et/ou de comptage des points

⁶¹ LASSO est une méthode de rétrécissement et de sélection des paramètres pour la modélisation de processus ponctuels qui est très populaire parmi les statisticiens. Parmi les critères de pénalité proposés par le LASSO, nous pouvons trouver le critère d'information d'Akaike AIC et son dérivé Bayésien BIC (Renner 2013). En termes d'optimisation de la vraisemblance, l'AIC pénalise le nombre de paramètres moins fortement que le BIC, c'est-à-dire, il fait *a priori* prendre en compte dans le modèle plus de variables qu'avec un critère BIC.

(Valmy 2012 ; Renner 2013). Si un point X et un point Y, avec des intensités $\mu(X)$ et $\mu(Y)$ se superposent ou font partie de la même unité U, alors l'intensité sera la somme des deux ($\mu(U) = \mu(X) + \mu(Y)$). Ainsi, si l'on veut cartographier l'intensité de présence d'une espèce dans le territoire métropolitain avec une résolution de 10 x 10 km, dans chaque maille de 100 km² l'intensité résultante sera la somme des intensités des points contenus dans la maille. Le lien entre l'intensité (μ) à un endroit s et les coefficients des variables (β) variables aux localisations $x(s)$ est de nature logarithmique (eq. 1).

$$\text{Équation 1 : } \ln \mu(s) = x(s)' \beta$$

Les hypothèses nécessaires à un Poisson PPM (PPPM) sont (Baddeley 2010 ; Choiruddin *et al.* 2017) : (i) tous les points doivent être indépendants entre eux, c'est-à-dire l'observation de X1 sur un plan est indépendante de l'observation de X2 sur le même plan, (ii) le résultat du modèle est le patron en 2D qui en découle (ensemble des intensités μ exprimés par maille) (Baddeley 2010). Si l'on estime que la première hypothèse n'est pas respectée et que les points sont sous forme d'agrégats (non indépendance des populations ou interaction entre les points), on peut utiliser l'approche de Gibbs ou encore celle de Cox (Renner *et al.* 2015). Dans la première approche (de « Gibbs »), une façon d'introduire mathématiquement cette non-indépendance est de calculer un rayon t qui lui-même désignera une aire particulière autour d'un point (sp) ; cette aire va établir que tous les points compris dans ce rayon sont donc en interaction selon un paramètre θ positif ou négatif. Dans la deuxième approche (de « Cox »), un processus stochastique est ajouté au modèle (ξ). ξ est variable selon la distance entre les points (eq. 2).

$$\text{Équation 2 : } \ln \mu(s) = x(s)' \beta + t(sp)\theta$$

$$\text{Équation 3 : } \ln \mu(s) = x(s)' \beta + \xi(s)$$

Dans notre cas, nous traiterons les points comme des événements indépendants. Nous n'utiliserons donc pas les approches Gibbs ou Cox pour des modèles où la dépendance spatiale est prise en compte.

c) Gérer les biais

Même si l'approche PPM nous permet de mieux contrôler le modèle et de coller au mieux aux spécificités des données de type PA, le modèle peut être incorrect du fait de biais intrinsèques au processus d'observation.

Les méthodes de modélisation des données en PA sont particulièrement sensibles aux biais d'échantillonnage (Bird *et al.* 2014 ; Isaac & Pocock 2015). Dorazio (2014) estime que lorsqu'on veut projeter la distribution potentielle d'une espèce à partir de données opportunistes, l'on obtient plutôt le patron de distribution des observateurs. En effet, il estime que si chaque individu du taxon ciblé a une probabilité $P(s)$ d'être détecté de façon indépendante, $P(s)$ dépend de la capacité de l'observateur à détecter l'individu (CD) et du choix du site d'observation (CS).

Pour répondre à ce problème, différents auteurs ont proposé d'intégrer des variables dites de « correction des biais » dans le modèle. Ces variables peuvent être des distances aux routes, aux centres urbains, à des espaces naturels ou encore des informations sur le processus d'observation tel que l'effort d'échantillonnage (Warton *et al.* 2013 ; Fithian *et al.* 2015 ; Renner *et al.* 2015 ; Guillera-Arroita 2016 ; Fisher-Phelps *et al.* 2017) : l'idée étant de mimer les paramètres CD et CS. Le tableau 11 illustre cette vision en proposant des paramètres indépendants qui expliqueraient ces biais et qu'il faudrait donc prendre en compte.

Tableau 11 : Quelques catégories de biais liés au choix du site échantillonné (accessibilité, proximité, intérêt particulier) et à la détectabilité d'un individu d'une espèce selon les conditions propres de l'espèce visée ou les compétences de l'observateur.

	Choix du site			Détectabilité	
Biais lié à	Accessibilité	Proximité	Intérêt écologique, intérêt spécifique	De l'espèce	Du fait de l'observateur
Quelques variables pouvant représenter ces biais	Distance à des routes ; Distance aux centres urbains ; densité de population	Distance au lieu d'habitation, au lieu de travail ou lieux connus d'observation	Zones identifiées comme biologiquement intéressantes (Parc, Réserve naturelle, ZNIEFF, site Natura 2000...)	Coefficient de détectabilité de l'espèce (variable selon la saison, le stade, le milieu)	Notation de l'habileté de l'observateur ; Ratio données validées/ensemble des données fournies ; nombre d'années d'expérience
Exemples de la littérature l'ayant intégré dans le cadre des SDM	Renner <i>et al.</i> 2015 ; Guillera-Arroita 2016	Hefley <i>et al.</i> 2013	Fisher-Phelps <i>et al.</i> 2017	Hefley <i>et al.</i> 2014	Dorazio 2014

d) Insectes, bousiers & PPM

Notre objectif est d'évaluer, à terme, l'état de conservation des peuplements de coléoptères coprophages à l'échelle nationale. Au vu de la forme des données les plus abondantes de notre base et des possibilités des PPM, nous avons choisi cette approche statistique pour étudier le lien entre distribution et paramètres environnementaux et avoir une idée de la distribution et de la dynamique via la projection des intensités μ dans l'ensemble du territoire métropolitain, à 1 km² de résolution.

De plus, les PPM offrent un cadre où l'on peut agréger des données en PA et en PS de façon à maximiser la vraisemblance du modèle (Fithian *et al.* 2015). Ceci rendra possible la validation des modèles avec des données en PA (Renner *et al.* 2015) et permettra, à terme, de pouvoir utiliser ensemble les données issues de l'atlas (PS) en même temps les données issues des inventaires classiques ou ADNe (PA).

2. Les hypothèses écologiques et le choix des variables environnementales

Une des possibilités offertes par les modèles de niche est la vérification d'hypothèses écologiques à propos d'un taxon particulier (Elith & Leathwick 2009 ; McGill 2011 ; Powney & Isaac 2015). C'est pour cela qu'une fois que nous savons quel modèle utiliser et comment le paramétrer, un point crucial est la sélection des variables environnementales potentiellement explicatives (Elith & Leathwick 2009 ; Porfirio *et al.* 2014). Ainsi ce choix peut se fonder sur des connaissances biologiques mais également par des connaissances empiriques (Merow *et al.* 2016 ; Orgiazzi *et al.* 2016).

Nous souhaitons explorer la façon dont les PPM permettent de réaliser cette exploration en travaillant également sur les biais spatiaux. Deux jeux de données sont à notre disposition : l'atlas des *Scarabaeoidea laparosticti*, espèces coprophages de milieux ouverts, et les données de l'Enquête Lucane cerf-volant (*Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758)), espèce saproxylophage inféodée aux bois (encadré #4).

Encadré #4 : Présentation du Lucane cerf-volant *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758)

Le Lucane cerf-volant est une espèce de coléoptère saproxylophage, c'est à dire inféodée au bois mort ou en décomposition (Paulian & Baraud 1982). Il est observable près de vieux

arbres, en forêt mais également dans des zones bocagères et urbaines boisées (Horellou 2016).

Cet insecte est holométabole, c'est-à-dire qu'il a une métamorphose complète à travers différents stades de vie. La larve (radicalement différente de l'adulte) se développe sous une vieille souche en décomposition, où la femelle aurait pondu ses œufs après avoir été fécondée. Après une période de 2 à 5 ans sous forme larvaire, le lucane va passer par une phase courte dite « nymphale » ; cette phase durera un mois. C'est pendant l'été (de juin à août) que les adultes pourront enfin être visibles (Horellou 2016⁶²) (figure 53).

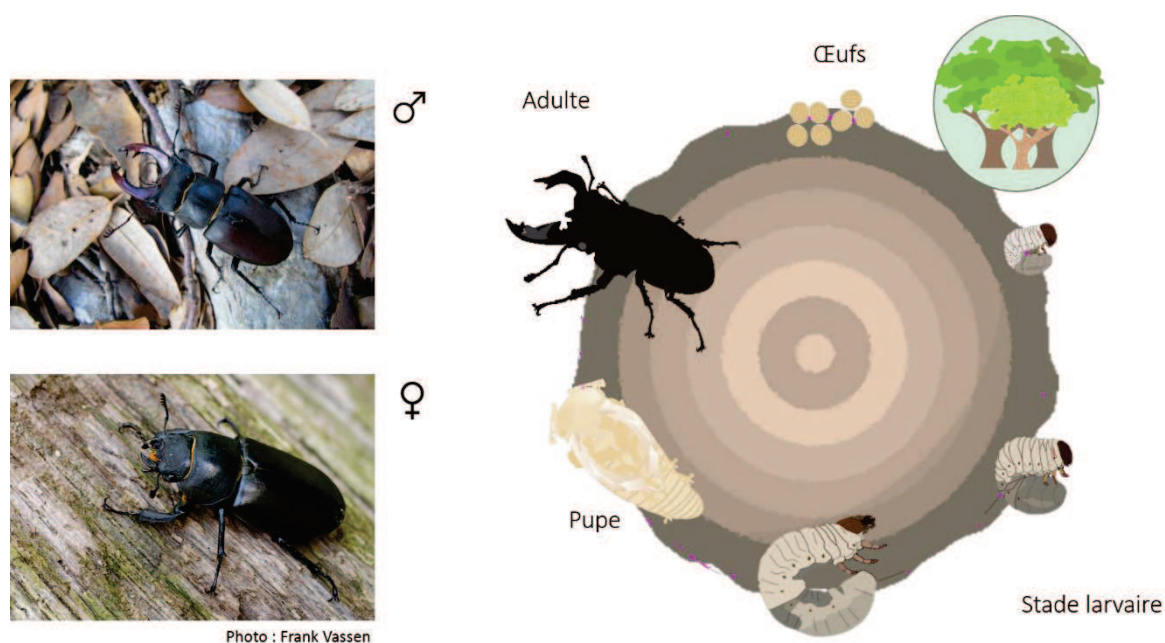


Figure 53 : Illustration du dimorphisme sexuel du Lucane cerf-volant sous sa forme adulte et cycle de vie de l'espèce. Schéma modifié à partir du travail de Glenda Stovall disponible sous la licence Wikicommons.

La femelle se déplacerait peu : elle resterait sur l'arbre où elle est née. C'est le mâle qui se déplace à la recherche d'une partenaire sexuelle. En vol, un lucane mâle peut faire des déplacements jusqu'à 3 km, mais ils restent majoritairement inférieurs à 1 km (Rink & Sinsch 2007 ; Irmiler *et al.* 2010). Une étude récente a toutefois démontré que la distance parcourue par un lucane ne différerait pas selon le sexe de l'individu (Tini *et al.* 2018).

Le Lucane cerf-volant est une espèce relativement commune en France (Rabinovitch *et al.* 2017). A l'échelle européenne elle est cependant considérée comme une espèce d'intérêt

⁶² Fiche espèce disponible sur le site web de l'INPN (UMS 2006 Patrimoine Naturel (AFB / CNRS / MNHN) rédigée par Arnaud Horellou en 2016. Site web https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/10502/tab/fiche, consulté le 10/07/2018.

communautaire du fait qu'elle a été classée comme « vulnérable » lors de la mise en place des listes de protection dans les années 80-90 (Collins & Wells 1986). Malgré son caractère charismatique, dans les années 2000 peu de données étaient disponibles sur la distribution du lucane à l'échelle de la France. C'est pour ces raisons que l'Opie a lancé en 2011 une mission de sciences participatives incitant toute personne à signaler l'observation de cette espèce via un formulaire en ligne (Houard *et al.* 2013 ; De Flores & Sueur 2016).

Nos hypothèses générales quant à l'influence des variables environnementales sur la distribution des populations de coléoptères (*Lucanus cervus* et *Scarabaeoidea*) étaient :

- En tant qu'espèces exothermes, les Lucanes et les *Scarabaeoidea* devraient être influencés par des paramètres climatiques tels que l'humidité, la température et la saisonnalité (Lumaret & Kirk 1991 ; Thomaes *et al.* 2008 ; Hertzog *et al.* 2014) ;
- L'occupation du sol et la disponibilité en habitat favorables doivent également être considérées (Lumaret & Kirk 1991 ; Thomaes *et al.* 2008 ; Frank *et al.* 2017) ;
- En tant qu'espèces volantes, et donc dispersives (Roslin 2000 ; Roslin 2001), les Lucanes et les *Scarabaeoidea* pourraient être impactés par la matrice paysagère environnante (Hawes 2008 ; Irmeler *et al.* 2010 ; Lumaret & Kirk 1991 ; Tocco & Villet 2016). Des éléments considérés comme défavorables (forêt pour les *Laparosticti* ; zones agricoles intensives pour le Lucane) doivent donc être pris en compte.

Nous nous sommes également appuyés sur des hypothèses plus fines, spécifiques au modèle principal d'étude : les coléoptères coprophages. Parmi ces hypothèses, la première est l'influence du type de sol ou encore la granulométrie du substrat sur la présence d'une espèce (Lumaret & Kirk 1991 ; Dortel *et al.* 2013). La deuxième est le type de ressource à disposition (Lumaret & Kirk 1991). Bien que les bousiers, en particulier en Europe, aient un comportement alimentaire généraliste (Frank *et al.* 2017), la ressource semble un point important à prendre en compte et qui ne l'a pas été dans des études précédentes (Lobo *et al.* 2002 ; Lobo *et al.* 2004 ; Dortel *et al.* 2013 ; Herzog *et al.* 2014).

Dans la même lignée, nous avons utilisé des variables historiques de présence de forêt afin d'intégrer cette information dans le modèle Lucane et avoir une vision plus fine. En effet, le Lucane étant une espèce saproxylophage présente dans des forêts anciennes car consommatrice de bois mort au stade larvaire (Bensettiti & Gaudillat 2002), il semble

pertinent d'introduire cette dimension de disponibilité en ressource potentielle dans le modèle.

Voici la procédure que nous avons mise en place, tant dans le cas du Lucane cerf-volant que pour les coléoptères coprophages (figure 54) :

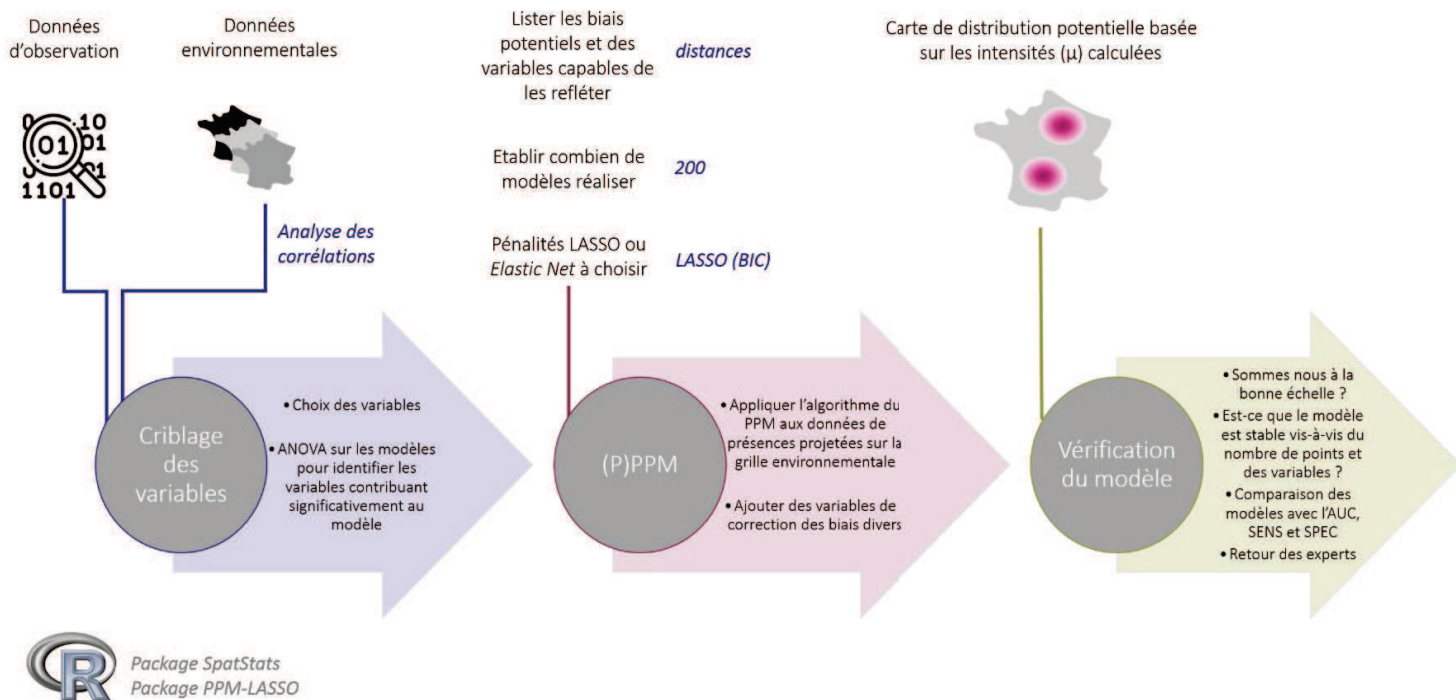


Figure 54 : Procédure mise en œuvre pour la modélisation de la distribution du Lucane cerf-volant (*Lucanoidea*) et des coléoptères coprophages (*Scarabaeoidea*). Pour la vérification du modèle, nous faisons écho à l'étude 7 présentée dans ce chapitre. Ce travail se fait à l'aide du logiciel R (R Core Team 2017) et des packages Spatstats (Baddeley et al. 2015) et PPM-LASSO (Renner & Warton 2013). Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Afin de travailler à l'échelle de la France métropolitaine avec une résolution choisie de 1 km², les jeux de données que nous avons sélectionnés sont : WorldClim (information climatique) (Hijmans et al. 2005), Eusoils (variables édaphiques), HILDA (occupation du sol, historique) (Fuchs et al. 2013) et Corine LandCover (occupation du sol, actuelle).

Un jeu de données particulier a également été intégré pour les coléoptères coprophages : il s'agit d'un recensement régional sur la densité en ovins, bovins et caprins par canton à différentes périodes du XX^{ème} et XXI^{ème} siècle (Lepart & Fonderflick, données non publiées). Ce jeu a été utilisé comme un proxy d'accès à la ressource (déjections des troupeaux). En effet, il s'agissait de la seule variable pouvant faire un lien direct quant à la distribution des populations en fonction de facteurs biotiques. Nos modèles n'ont pas pris en compte de potentielles interactions intra et interspécifiques entre coléoptères coprophages (Hanski 1991a ; Scholtz 2009) et autres insectes coprophiles (Hanski 1991b).

Tableau 12 : Détail des variables considérés pour les modèles *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) et *Scarabaeoidea*. Certaines variables sont communes aux deux modèles d'étude, d'autres sont propres et relèvent d'un raffinement des hypothèses écologiques. Chaque variable a été calculée comme une moyenne ou un pourcentage à l'intérieur d'un carré de 1km de côté, chaque carré constituant la grille utilisée pour extrapoler la présence d'une espèce d'un carré occupé à un carré favorable.

	Variable explicative	Type de fichier source	Source
Lucane	Pourcentage en forêt caducifoliée,	Occupation du sol (fichier Shapefile)	Corine Land Cover (2012)
	Pourcentage en forêt de conifères		
	Pourcentage en forêt en 1910 et 1960	Occupation du sol (fichier Shapefile)	HILDA (Fuchs et al. 2013)
	Densité en population humaine	Données continues (fichier Raster)	CIESIN gridded population of the world (2016)
Lucane & Scarabaeoidea	Température moyenne annuelle	Données continues (fichier Raster)	WORLDCLIM (Hijmans <i>et al.</i> 2005)
	Précipitations moyennes annuelles		
	Distance aux routes, Distance aux zones naturelles	Objets linéaires ou polygones (fichier Shapefile)	Calculé à partir de GEOFLA® (2016)
Scarabaeoidea	Pourcentage en forêt en 1970	Occupation du sol (fichier Shapefile)	HILDA (Fuchs <i>et al.</i> 2013)
	Pourcentage en milieu ouvert en 1970		
	Densité en ovins, bovins et caprins en Languedoc-Roussillon en 1910-1970-1990-2010	Données continues dans des polygones (canton) (fichier Shapefile)	Lepart & Fonderflick (non publié)

Avant d'inclure les variables dans les modèles, nous avons procédé à une analyse de corrélation entre les variables. L'idée étant de construire le modèle le plus simple possible (Merow *et al.* 2014) dans lequel le nombre de variables (leurs interactions ainsi que les arguments au carré) soit inférieur au nombre de points disponibles et éviter un taux élevé d'autocorrélation. Les variables avec un coefficient de corrélation élevé, i.e. $R \geq 0.6$, étaient

écartées. Ceci s'est avéré particulièrement fréquent pour les variables climatiques issues du WorldClim et les variables d'occupation de forêt ancienne (pourcentage de couvert forestier en 1910 et en 1960). L'ensemble des données utilisées pour les modèles sont présentées dans le tableau 12.

Le criblage survient dans une première phase de modélisation. Il consiste à créer un modèle global, avec toutes les variables, et des modèles où chaque variable est soustraite à tour de rôle. Les modèles sont confrontés au travers d'une ANOVA et ainsi, par comparaison, on peut établir si la variable oblitérée contribue significativement, ou non, au modèle. Cette étape nous permet également d'obtenir un coefficient de contribution (β) qui démontre la force d'influence des variables, et le sens, sur le patron de distribution. Plus β est grand, plus la variable contribue à expliquer la distribution de la population ; de même, un β positif indique une corrélation positive, tandis qu'un β négatif une corrélation négative.

Nous souhaitons d'abord illustrer la démarche de PPM et la validation d'hypothèses écologiques ; ensuite, nous nous pencherons sur l'inclusion des variables liées aux biais.

a) Lucane cerf-volant : illustration de la démarche PPM et vérifications d'hypothèses écologiques

L'enquête nationale Lucane cerf-volant (*Lucanus cervus*) a été lancée par l'Opie en 2011 ; depuis, l'enquête se fait en partenariat avec le MNHN et le Groupe d'étude des invertébrés armoricains (Gretia), entre autres relais locaux. Les animateurs de l'enquête encouragent toute personne ayant vu un Lucane cerf-volant à transmettre l'observation via un formulaire de saisie en ligne. De même, ils sont intéressés par les données historiques de l'espèce, donc par exemple, toute donnée issue de collection ou carnet de terrain est la bienvenue. Les informations essentielles requises sont la date, le lieu et le nom de l'observateur (Mériguët comm. Pers.). Avec plus de 16 500 points dans un schéma opportuniste, dont 16 % réalisés ces 15 dernières années à l'échelle du territoire français, ce jeu de données se prêtait parfaitement pour (i) explorer les PPPM dans le cas d'une espèce d'invertébré et (ii) évaluer l'intérêt des SDM pour la conservation.

Suite à la sélection et au criblage des variables, nous avons pu constater l'influence des variables suivantes pour le Lucane cerf-volant : la température moyenne, les précipitations annuelles moyennes, présence d'une forêt par le passé (année 1910, indicateur de forêt

ancienne), la présence actuelle de forêt caducifoliée ou de conifères et le pourcentage de milieux agricoles intensifs (tableau 13).

Ainsi, nous avons pu confirmer l'influence de la matrice paysagère et son historicité dans la distribution actuelle du Lucane. Les forêts de feuillus avec une ancienneté favorisent la présence de cette espèce saproxylophage, tandis que les forêts de conifères et des étendues importantes de zones d'agriculture intensive vont défavoriser l'espèce. De la même façon, nous avons pu constater que les variables climatiques dominaient la caractérisation spatiale du Lucane (coefficient β).

Tableau 13 : Résultats issus de la phase de criblage des variables environnementales dans le modèle Lucane cerf-volant. L'ANOVA permet d'établir si la variable contribue significativement au modèle et le coefficient de contribution β met en lumière les variables contribuant le plus, par rapport les unes aux autres.

Variable	TEMP	PREC	% Forêt 1910	% Forêt caducifoliée	% Forêt de conifères	% Milieu agricole
ANOVA (p-value)	4,41 ⁻⁶³	1,21 ⁻⁵¹	4,15 ⁻⁴	4,31 ⁻⁵	2,07 ⁻⁰⁵	2,49 ⁻³²
Coefficient de contribution (β)	9,94	0,78	0,07	0,085	-0,062	-0,44

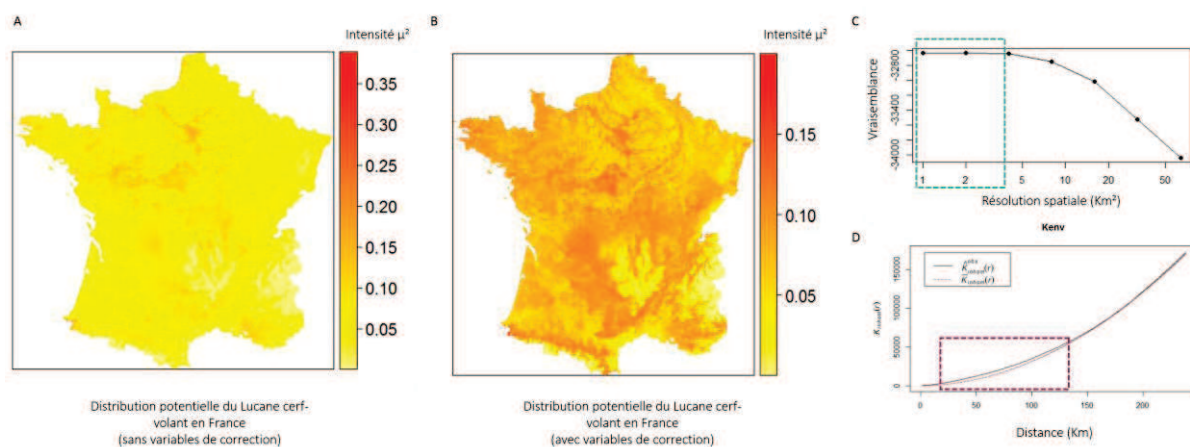


Figure 55 : A et B sont des cartes de répartition potentielle du Lucane cerf-volant en France à partir des données de l'Enquête nationale Lucane (Opie, Gretia, MNHN) allant de 2002 à 2017 ; à gauche aucune variable de correction n'a été intégrée (A), à droite la variable « densité de population humaine » a été utilisée afin de diminuer le biais du modèle (B). C présente la vraisemblance du modèle en fonction de la résolution spatiale ; il semblerait que, même si nous souhaitons une résolution de 1 km² pour atteindre la meilleure représentation possible, une résolution jusqu'à 5 km² donne des vraisemblances assez élevées. D présente un des outils de vérification, l'enveloppe K qui vise à inspecter la qualité de l'ajustement du modèle aux données observées ; ici nous constatons une déviation entre la courbe réelle et la potentielle, ce qui indique une non vérification de l'indépendance des points.

Une fois cette phase de vérification faite, le modèle final peut être construit. Dans cette phase on va inclure les variables de biais et, afin d'augmenter la robustesse, simuler

plusieurs modèles (au moins 200) afin d'obtenir une intensité μ moyenne. Quand le modèle est fait, une exportation sous forme de carte peut également être réalisée (figure 55). Enfin, le processus de vérification peut également être mis en place (voir étude 7 pour plus de détails). Dans la figure 55 c-d, nous avons présenté deux de ces outils.

D'abord (C) une courbe de vraisemblance du modèle en fonction de la résolution spatiale, montrant les limites à considérer notamment dans un cadre d'extrapolation en dehors de la fenêtre (ici France métropolitaine). Ensuite (D) l'enveloppe K, qui montre la qualité de l'ajustement du modèle (en rouge) par rapport aux données observées (en gris). Dans notre cas, un décalage au départ de la courbe souligne une non indépendance des points dans un rayon de 130 Km et une indépendance au-delà de ce seuil⁶³.

Enfin, nous avons présenté le patron intermédiaire et le patron final aux animateurs de l'enquête Lucane-cerf-volant afin de valider également la vraisemblance du modèle auprès des experts, comme il a été conseillé par Merow *et al.* (2016) et Orgiazzi *et al.* (2016). Cette étape a été essentielle pour obtenir une distribution potentielle à la fois statistiquement correcte et biologiquement réaliste. D'ailleurs, c'est bien parce que nous avons confronté les premières cartes à leurs connaissances que nous avons ajouté la variable « pourcentage de milieu agricole » qui a permis de valider le modèle.

Estimant que notre carte est fiable, nous pourrions utiliser la carte produite par le PPM de type Poisson pour éventuellement établir des zones où le Lucane n'a pas été assez prospecté, mais est potentiellement présent (figure 56a). De même, nous pourrions suivre les pas de certains auteurs travaillant dans la conservation des longicornes et réaliser un *gap analysis* : les auteurs superposent les contours de aires naturelles protégées aux cartes de distribution potentielle dans l'objectif de voir si ces aires couvrent des zones favorables à l'espèce modélisée (Thomaes *et al.* 2008 ; D'Amen *et al.* 2013 ; Bosso *et al.* 2018). Dans notre cas, il s'agirait de voir par exemple si les zones de haute intensité (μ) coïncident avec les espaces protégés (Parcs régionaux et nationaux, ZNIEFF, sites N2000) (figure 56 b-c). Enfin, nous pourrions également établir un état zéro de la distribution et comparer d'année en année la dynamique de distribution de l'espèce de façon à mesurer, via ce paramètre, l'état de conservation de l'espèce en France et ainsi appliquer ce cadre informatif pour les

⁶³ Contrairement à la mesure de l'intensité μ dans le cadre d'un PPM de type Poisson, pour mesurer le décrochage entre ce qui est modélisé et la réalité par le biais de l'enveloppe K, il n'y a pas d'agrégation des points par surface ω^2 , mais une mesure réelle de la distance. Ces outils sont un préalable quand l'on considère des PPM avec une dépendance spatiale (cf. approche de Gibbs).

évaluations du type Red List de l'UICN (Maes *et al.* 2015) ou l'évaluation de l'état de conservation des espèces DHFF⁶⁴ (Bensettiti & Puissauve 2015).

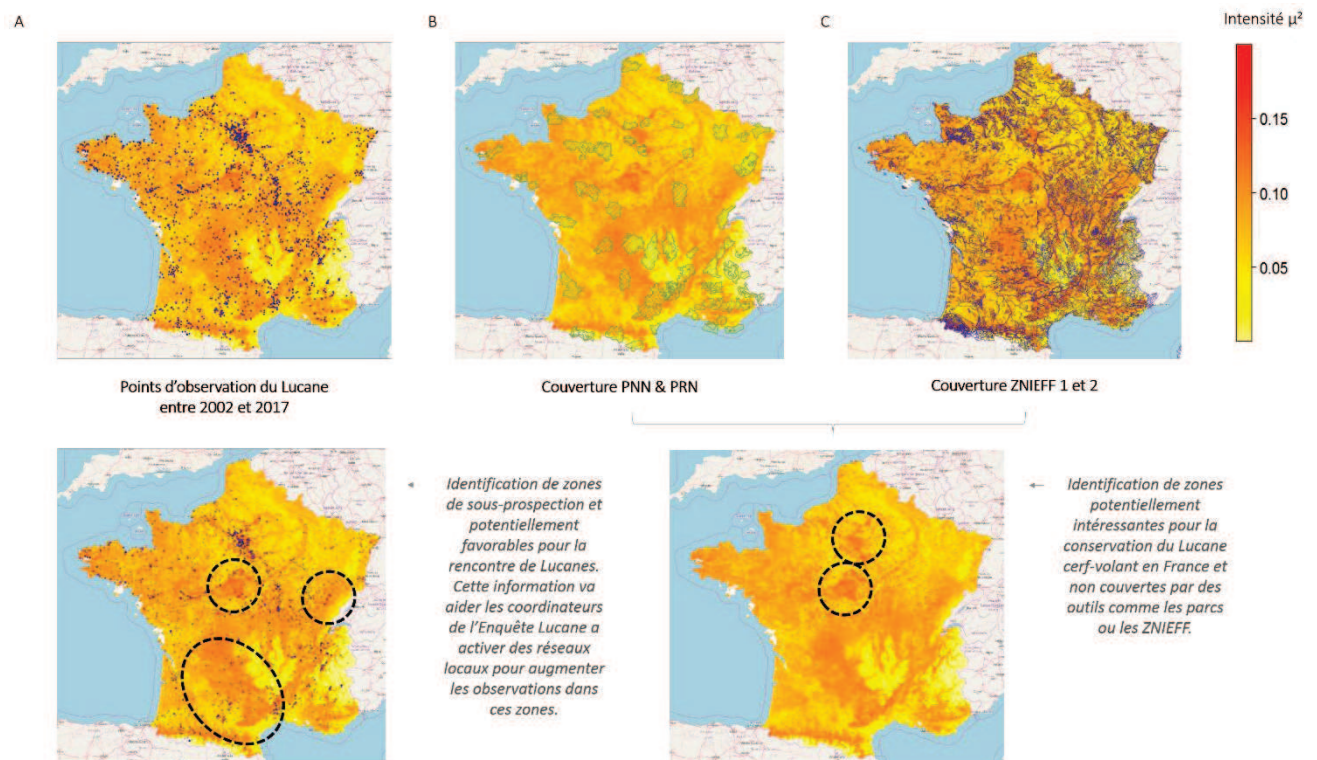


Figure 56 : Utilisations possibles d'une carte de distribution potentielle dans un cadre de conservation de l'entomofaune. (A) Point d'observation du Lucane cerf-volant réalisés entre 2002 et 2017 et partagés dans le cadre de l'Enquête Lucane ; comparer les zones de prospection et les cartes de distribution potentielle permet d'identifier les zones sous prospectées. (B) Représentation des parcs nationaux et régionaux en vert ainsi que (C) des zones naturelles d'intérêt écologique, floristique et faunistique (ZNIEFF), en bleu, sur la carte de distribution potentielle du Lucane en France ; si les modèles sont fiables, la mise en comparaison permet de déterminer des zones de non couverture, du point de vue de la conservation, mais pourtant favorables au développement de l'espèce. Contours des zones naturelles : INPN-MNHN. Fond carte réalisé par © les contributeurs d'OpenStreetMap.

b) Coléoptères coprophages & biais associés

L'exemple du Lucane nous a permis de voir comment, avec une relative aisance, vérifier des hypothèses écologiques à propos d'un taxon. De même, cette étude a permis de démontrer comment l'on peut utiliser les modèles de niche pour améliorer un schéma participatif et/ou pour une évaluation de l'efficacité de la couverture spatiale des zones dédiées à la conservation de la biodiversité vis-à-vis de l'espèce. Nous allons désormais développer des questionnements à propos de la fiabilité du modèle au regard (i) du nombre d'observations

⁶⁴ Directive Habitat Faune Flore

nécessaires, (ii) de l'échelle spatiale vis-à-vis de la nature spécialiste ou généraliste de l'espèce et (iii) de la prise en compte de biais.

En effet, une des premières choses qui vient à l'esprit quand l'on veut modéliser la distribution des espèces est « *combien de données* sont-elles nécessaires ? ». Le chiffre de 30 est fréquemment admis par la communauté scientifique sans pourtant d'être présent dans la littérature. Pour le lucane, le nombre de données disponibles n'était pas un véritable problème, or pour les coléoptères coprophages, cela pourrait être le cas selon les espèces.

La deuxième interrogation porte sur l'*échelle spatiale*. En relation avec le nombre de points disponibles, il est admis que le choix du modèle peut brouiller le caractère spécialiste ou généraliste de l'espèce, reflétant par exemple une surestimation de la présence pour les spécialistes (sténoèces) ou une sous-estimation pour les généralistes (euryèces) (Grenouillet *et al.* 2011 ; Aguirre-Gutierrez *et al.* 2013). Le point essentiel à prendre en compte est la résolution qui doit être équivalente pour toutes les variables, suffisamment renseignée pour l'étendue étudiée et en accord avec l'objectif du travail (McPherson *et al.* 2004 ; Ross *et al.* 2015). Il s'agit d'une précaution à l'heure de produire des modèles car, *a priori*, les PPM ne sont pas échelles-dépendants (Renner 2013).

Troisièmement, comme il a été évoqué précédemment, les algorithmes qui se penchent sur les données dites de PS sont particulièrement susceptibles d'être erronés si l'on ne prend pas en compte des biais inhérents aux méthodes d'observation. Nous devons donc nous interroger sur la meilleure façon de corriger ces biais. C'est sur ces points que nous allons nous attarder, avec un intérêt particulier pour la validation statistique du modèle. C'est l'étude suivante qui va l'illustrer.

Étude 6

En partant du principe qu'il faut au moins 30 points d'observation (données d'occurrences) pour modéliser la distribution d'une population, nous avons sélectionné dans notre jeu de données historique issu de l'atlas des coléoptères coprophages de France (Lumaret 1990), 15 espèces de Scarabaeinae et 3 espèces de Geotrupidae pour lesquelles, au minimum, 30 observations avaient été réalisées dans une étendue géographique relativement bien prospectée et dans une période relativement restreinte (tableau 14). Cette fenêtre spatio-temporelle s'est avérée être l'ancienne région Languedoc-Roussillon durant la période 1969-1982.

Tableau 14 : Espèces de Scarabaeoidea modélisées et nombre de points d'observations réalisés entre 1969 et 1982 dans l'ancienne région du Languedoc-Roussillon. En bleu les Geotrupidae et en brun les Scarabaeidae.

<i>Typhaeus typhoeus</i> (32)	<i>Caccobius schreberi</i> (39)	<i>Onthophagus emarginatus</i> (125)	<i>Onthophagus grossepunctatus</i> (164)	<i>Onthophagus ovatus</i> (99)	<i>Onthophagus vacca</i> (250)
<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (77)	<i>Euoniticellus fulvus</i> (48)	<i>Onthophagus fracticornis</i> (145)	<i>Onthophagus joannae</i> (241)	<i>Onthophagus ruficapillus</i> (52)	<i>Onthophagus verticornis</i> (126)
<i>Sericotrupes niger</i> (84)	<i>Onthophagus coenobita</i> (188)	<i>Onthophagus furcatus</i> (103)	<i>Onthophagus lemur</i> (287)	<i>Onthophagus similis</i> (86)	<i>Sisyphus schaefferi</i> (51)

i) Matériel & Méthodes

Un modèle de processus de points a été implémenté en utilisant des variables environnementales déjà citées dans la littérature pour leur influence sur les peuplements de bousiers. Ces variables sont la température, les précipitations, la disponibilité en milieu ouvert et le type de sol (Dortel *et al.* 2013 ; Hertzog *et al.* 2014) ; deux variables jamais intégrées auparavant ont également été incluses : la disponibilité en ressource alimentaire et la couverture forestière (voir introduction de la partie 2 de ce chapitre pour plus de détails, tableau 12). Ces données ont été choisies pour leur non colinéarité et leur disponibilité pour la période et l'étendue géographique étudiée. De même, ces variables ont servi à vérifier des hypothèses écologiques à propos du groupe⁶⁵.

Dans l'idée de corriger des biais potentiels dans notre jeu de données, nous avons souhaité intégrer des variables reflétant des « biais site » et des « biais détectabilité » dans le modèle et voir dans quelle mesure ils pouvaient augmenter la fiabilité du modèle. Pour les « biais site », nous avons donc opté pour des distances aux routes et aux espaces naturels (Parc Naturel Régional, Parc National). Pour les « biais détectabilité », nous avons intégré la notion de *score* : le score reflète la bonne qualité des observations selon le contributeur (note donnée par JP Lumaret à chaque contributeur, animateur de l'atlas à l'époque).

Enfin, le dernier choix consistait à indiquer au modèle d'intégrer, ou oblitérer, les pénalités LASSO (critères AIC et BIC). Ces pénalités permettent une optimisation du modèle de façon à assurer la cohérence, la parcimonie et la normalité asymptotique ; concrètement elles font

⁶⁵ Toutes les variables contribuaient significativement pour au moins une des espèces du panel. La température, le pourcentage de milieu ouvert et l'information à propos d'accès à la ressource (densité en animaux) ont été significatifs pour l'ensemble des espèces.

tendre vers zéro les coefficients de contribution des variables environnementales (β) et établissent un seuil pour lequel les variables seront incluses ou exclues dans les modèles (Renner 2013). De façon générale un modèle sans pénalisation devrait être de moindre qualité qu'un modèle avec une pénalité et peut donc servir comme un contrôle pour voir la performance des corrections appliquées.

Avec ces corrections intégrées, nous espérons obtenir des meilleurs résultats pour les modèles BIAIS SITE + BIAIS DETECTABILITE + LASSO appliqués aux 18 espèces ciblées.

Une fois ces choix réalisés, les modèles pouvaient être appliqués et comparés entre eux à l'aide d'une ANOVA (figure 57). Nous avons donc procédé à un mélange des possibilités de façon à évaluer la meilleure façon de modéliser la distribution des espèces pour lesquelles nous avons le plus de données dans la fenêtre « Languedoc-Roussillon années 70 ».

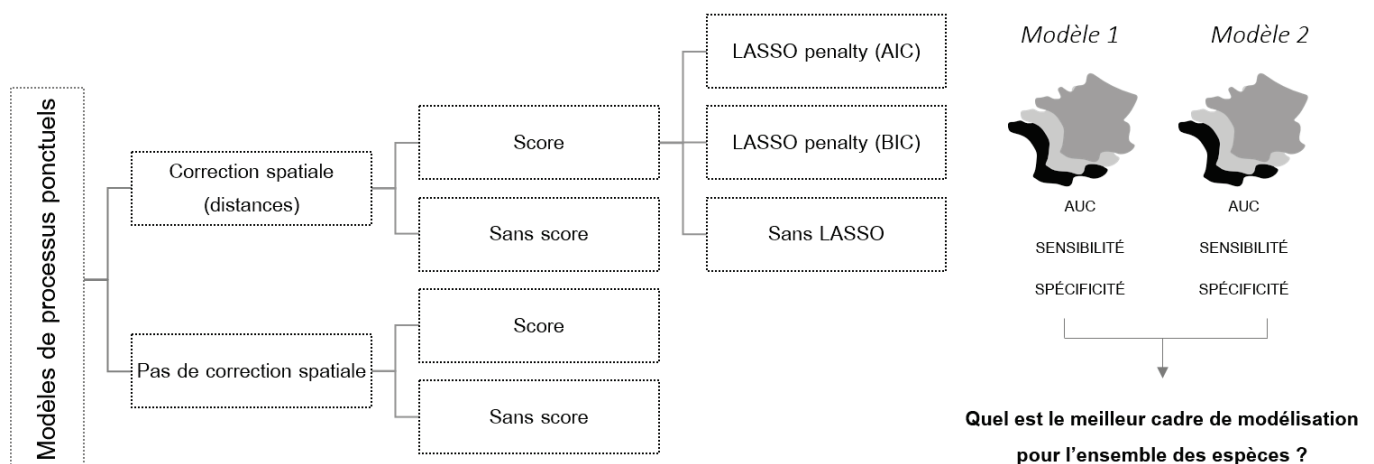


Figure 57 : schéma représentant les choix possibles quant aux modèles à comparer : des modèles avec une correction pour les « biais site » (distances : 3 modalités), des modèles avec une correction pour le biais « détectabilité » (scores : 2 modalités) et enfin des modèles avec une pénalité ou sans pénalité étaient inclus.

Afin de pouvoir comparer la qualité des modèles, et en suivant les conseils de Lobo et ses co-auteurs (2008), nous avons choisi de mesurer l'exactitude (appelée AUC pour « Area Under the Curve »), la spécificité (SPEC) ainsi que la sensibilité (SENS) du modèle. Pour ces dernières, il était nécessaire de disposer des points de présence-absence afin de valider ce modèle. Malheureusement, dans notre jeu de données nous n'avons pas pu retrouver, pour la fenêtre spatiotemporelle de l'étude (1968-1982), des sites de prospection standardisés où des points de présence-absence fiables auraient été faits.

Ces PA ont été obtenues après une session de terrain aux printemps 2017 et 2018, avec un tirage aléatoire de sites répartis dans toute la région. Pour réaliser cette sélection de sites à inventorier, nous avons utilisé les variables environnementales qui avaient un lien statistique avec l'ensemble des espèces : la température, l'occupation du sol (% de milieux fermés) et l'abondance de la ressource pastorale (densité en ovin et bovin). Ensuite, chacune de ces 3 variables a été classée selon trois intensités (haut, moyen, bas). Puis, toutes les combinaisons possibles entre les trois classes de chacune des variables ont été recherchées dans le territoire étudié, permettant la localisation de 18 combinaisons sur les 27 possibles (neuf combinaisons n'existaient pas). Pour chacune des 18 combinaisons, 5 sites ont été identifiés, ce qui donne un total de 90 points sur l'ensemble de la zone d'étude. Pour chaque combinaison, 2 sites ont finalement été prospectés, l'un en 2017, l'autre en 2018.

Les 36 sites ont été échantillonnés avec des pièges attractifs type CSR (figure 58). Les résultats présentés ci-après sont issus de l'analyse des échantillonnages réalisés en 2017⁶⁶.

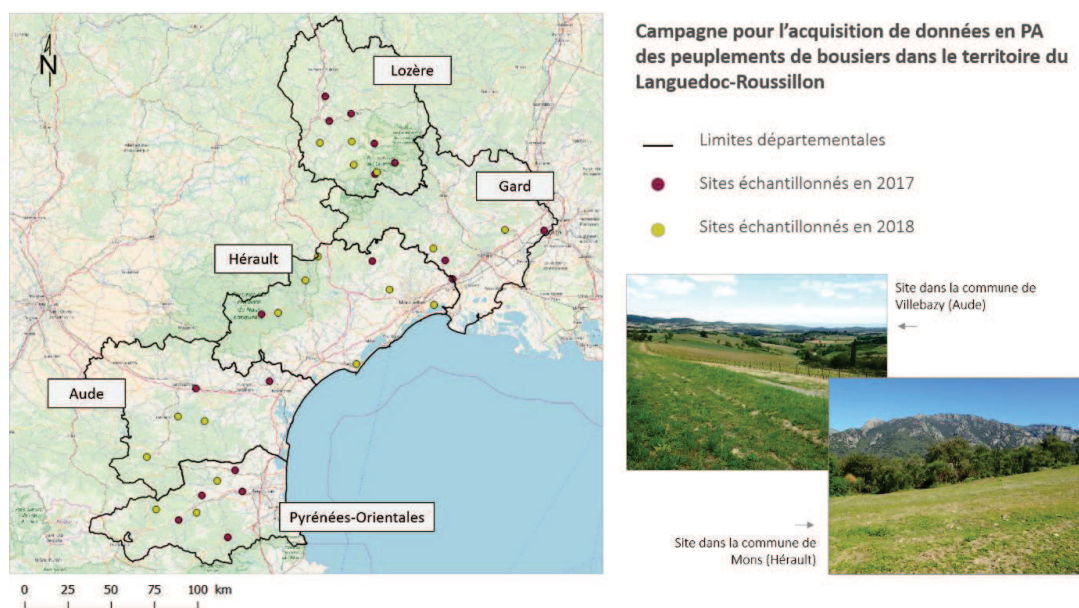


Figure 58 : Sites échantillonnés en 2017 et 2018 dans le cadre de l'étude 6. Sur chaque site, cinq pièges classiques de type CSR ont été posés et relevés 72h après. Ces données de présence-absence pour les peuplements de bousiers dans le Languedoc-Roussillon peuvent permettre la validation de modèles de distribution potentielle ou encore de réaliser une première étude sur les communautés actuelles présentes dans l'ancienne région. Fond carte réalisé par © les contributeurs d'OpenStreetMap.

ii) Résultats et Discussion

Lors de ce travail exploratoire nous avons obtenu des valeurs particulièrement basses d'AUC (figure 59a, zone grise), SENS et SPEC ($< 0,7$) (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2013). De même, il y

⁶⁶ L'identification des individus a fini peu avant la fin de l'écriture de ce manuscrit.

eut une très grande variabilité de la performance des modèles selon l'espèce et au sein même d'un type de modèle. Seules quelques espèces (*O. verticornis*, *O. similis* et *O. grossepunctatus*) ont présenté des modèles de bonne qualité quel que soit le « réglage » (figure 59b). La pénalité LASSO (ici BIC) n'a en outre offert aucune amélioration significative (p -value > 0.05), ce qui est très étonnant au vu de la fonction même du LASSO.

Ces résultats ne nous permettent pas de conclure sur une éventuelle méthode optimale, mais nous en sommes au contraire venus à la conclusion que, dans l'état, nos modèles n'étaient pas valides. Pourquoi ? Est-ce le nombre de points à la base de l'extrapolation qui serait insuffisant ? En effet, si le chiffre 30 est admis empiriquement, Virgili *et al.* (2018) ont proposé un minimum de 50 occurrences et précisé que ce nombre pouvait varier selon le modèle choisi et selon le caractère euryèce/sténoèce de l'espèce. Dans notre cas, 60 % des espèces modélisées étaient sous ce seuil de 50 occurrences (figure 59). Pour certaines espèces, 30 points ont semblé suffisants (i.e. *Typhaeus typhoeus*) alors que pour d'autres 200 points ne l'ont pas été (i.e. *Onthophagus vacca*). En ce qui concerne la connaissance du caractère généraliste/spécialiste des espèces étudiées, en dépit d'informations disponibles dans l'ouvrage de Paulian & Baraud (1982) et dans l'atlas national (Lumaret 1990), rien ne garantit la robustesse de ces interprétations.

La tentative de modélisation de la distribution potentielle des bousiers nous a permis de toucher les limites d'une règle quant au nombre de données à utiliser et d'une validation nécessitant des PA pour des modèles PS. De même, cela nous a permis de mettre en évidence la variabilité de la qualité de la vraisemblance des modèles. Le nombre de données à injecter dans un modèle peut être relatif au contexte et à la nature même de l'espèce pour laquelle nous souhaitons créer des cartes de distribution potentielle (figure 60). Pour ce genre d'application, la plus grande fiabilité est requise. Néanmoins, comment être sûr d'avoir suffisamment de données de façon à rendre notre résultat robuste ?

Nous n'avons pas vu de corrélation entre les AIC et le nombre de points de présence disponibles, ou encore entre les AUC et l'espacement (dispersion) entre les points (p -values > 0,05). Bien que ces résultats soient à nuancer – (i) vu le nombre réduit de points de présence-absence disponibles pour la validation des modèles, (ii) compte tenu de la pertinence de l'AUC et des valeurs associées (SENS et SPEC) dans des modèles

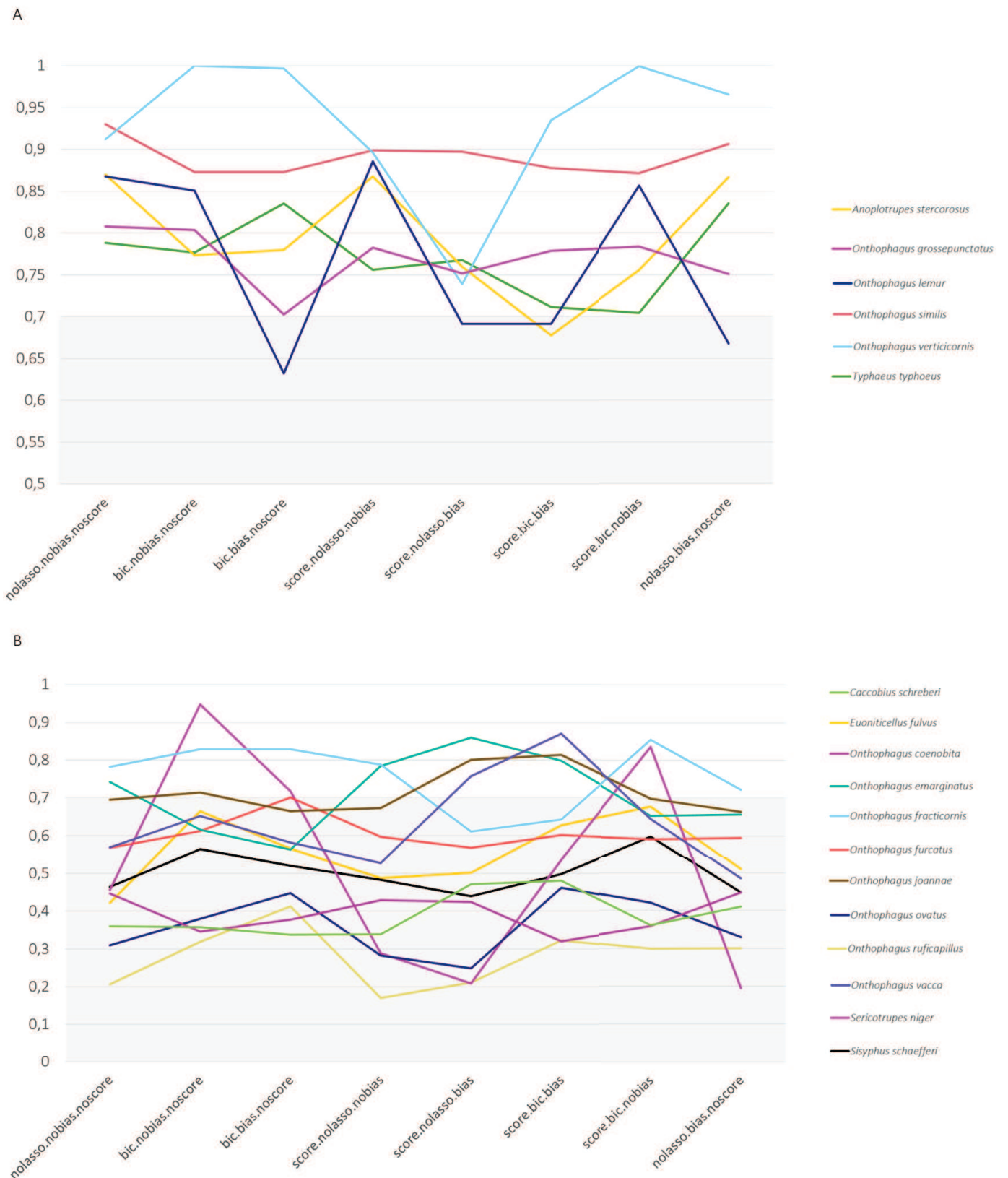


Figure 59 : (A) Zoom sur les valeurs d'AUC pour les espèces ayant au moins quatre valeurs supérieures à 0,7 en relation aux modèles. La zone grise indique des AUC de qualité relativement pauvre (< 0,7). La pénalité LASSO utilisée ici est le BIC. (B) AUC des autres modèles par espèce.

basés sur des PS (Proosdij *et al.* 2015) et (ii) aussi du fait qu'il puisse y avoir des différences selon le degré de spécialisation des espèces (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2013 ; Virgili *et al.* 2018) –, ils nous ont permis de nous interroger sur :

- la quantité et la qualité des données disponibles dans la base de données et leur intérêt pour la réalisation de modèles de distribution ;
- l'existence réelle d'un « seuil universel » du nombre de données à injecter pour avoir un modèle cohérent.

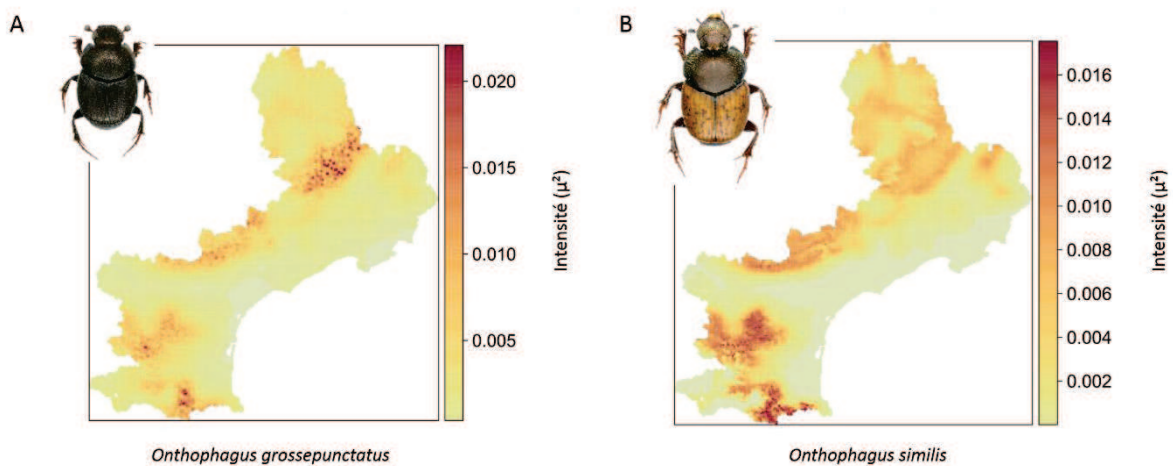


Figure 60 : Cartes de distributions potentielles pour deux espèces dans les années 70 en Languedoc-Roussillon pour lesquelles les AUC sont relativement élevés : *O. grossepunctatus* et *O. similis*. Ces cartes reflètent le résultat d'un modèle incluant toutes les variables environnementales, les variables de corrections spatiales (distances) et la pénalité LASSO-BIC, le modèle a priori le plus pertinent.

Les données disponibles dans la base de données des Scarabaeoidea laparosticti ne nous ont donc pas permis de caractériser la relation entre le nombre de points d'observation et la fiabilité des modèles. Or, il nous semble nécessaire de développer des méthodes pour évaluer, dans un cadre de processus ponctuels, la fiabilité du modèle de façon à savoir si, selon les contextes, nous pouvons leur faire confiance.

Cependant, cette étude nous a permis d'explorer l'influence d'une variable à première vue contre-intuitive : le pourcentage de zones forestières. Nous avons comparé AUC, SENS et SPEC des modèles avec ou sans la variable « forêt » pour quelques espèces d'Onthophages (*Scarabaeinae*) (tableau 14, figure 61). En tant que potentielles barrières écologiques, les zones fermées jouent un rôle significatif sur la distribution de six espèces sur neuf. Dans ces six cas, l'inclusion de la variable a amélioré la performance du modèle (AUC). Pour une seule espèce (*Onthophagus coenobita*) l'AUC fut significativement inférieur. Au-delà d'un travail méthodologique sur des outils pour la mesure de la vraisemblance d'un PPM, étudier plus

finement le lien entre les variables environnementales et les espèces pourrait ainsi être une façon de mieux comprendre l'écologie des espèces et leur sensibilité à la structure du paysage.



Figure 61 : Résultats issus de l'évaluation du modèle « Onthophages Languedoc-Roussillon années 70 » en incluant la variable forêt et en l'excluant. (A) présente les AUC pour neuf espèces montrant une amélioration significative (p -value $< 0,05$ *, p -value $< 0,01$ **, p -value $< 0,001$ ***) pour les modèles incluant la forêt dans six cas sur neuf ; néanmoins, seulement cinq espèces passent la barrière de l'AUC $> 0,7$, gage d'une bonne fidélité. (B) et (C) représentent les mesures de la spécificité et sensibilité des modèles pour les neuf espèces ciblées. Ces mesures, semblables pour les modèles incorporant ou oblitérant la variable « Forêt », sont assez variables au travers les 200 simulations du fait du peu de données de validation (18 sites en PA) : néanmoins, au niveau de la Sensibilité, il y a des différences significatives pour trois différentes espèces : *O. emarginatus*, *O. grossepunctatus* et *O. similis*.

iii) Conclusion

Une deuxième session de collecte de données en PA, basée sur le plan d'échantillonnage aléatoire pour l'étude 6, a été réalisée durant le printemps-été 2018 mais n'a pas pu être intégrée dans les calculs présentés ici. Ces 18 sites doivent donc être ajoutés aux sites de l'année 2017 de façon à recalculer les SENS et SPEC des modèles et voir s'il y a eu un changement significatif. Nous espérons ainsi pouvoir établir un état des lieux des populations des années 70 en Languedoc-Roussillon pour le comparer à des données actuelles. Néanmoins, la question de la qualité et la quantité des données à la base de l'étude demeure en partie non résolue.

3. *La fiabilité des modèles*

Quel que soit l'objectif de la modélisation, nous sommes toujours à la recherche d'indices qui nous permettent de savoir si le modèle est vraisemblable. Le PPM emprunte à la littérature « classique » des SDM les méthodes de validation ; l'AUC, la SENS et la SPEC en sont quelques exemples. Pourtant, nous avons vu les limites des indices « classiques » sur les PPM. De même que nous avons remis en cause le chiffre de 30 occurrences comme le nombre minimal de points à avoir pour pouvoir produire un modèle de distribution réaliste.

Nous allons donc nous questionner spécifiquement sur la validation des modèles PPM. De façon sous-jacente, l'enjeu réside sur la confiance que l'on peut avoir sur le patron obtenu. Nous proposons donc de réaliser une étude particulière sur la fiabilité des PPM (étude 7). Pour ce faire, nous allons utiliser la base de données de l'enquête Lucane cerf-volant, avec plus de 2 500 points d'observation.

Etude 7 : Consistance & fiabilité dans les modèles PPM

Mon modèle de niche est-il fiable ? Etude de cas sur la distribution du *Lucane cerf-volant* dans le cadre des modèles de processus ponctuels

Camila LEANDRO¹, Pierre JAY-ROBERT¹, Bruno MERIGUET², Xavier HOUARD²,
Mathieu DE FLORES², Ian RENNER³

1. CEFE, Univ. Paul Valéry Montpellier 3, Univ. Montpellier, EPHE, CNRS, IRD, Montpellier, France
2. Opie - BP 30, 78041 GUYANCOURT cedex, France
3. School of Mathematical and Physical Sciences, University of Newcastle, Australia

ARTICLE EN COURS DE SOUMISSION

Résumé

Les programmes de sciences participatives, et notamment les atlas, sont des sources importantes de données pour l'étude de la distribution des espèces pour leur conservation. Cependant, ces données sont susceptibles de contenir des biais, notamment quand il s'agit d'espèces ordinaires dont la détection et la détermination sont souvent difficiles, comme les insectes. De plus, ces données sont souvent des listes d'occurrences, dépourvues d'informations sur l'absence de telle ou telle espèce. Nous pourrions donc nous interroger sur le degré de confiance que l'on peut attribuer aux modèles découlant de ces données.

Ces dernières années, les modèles de processus de points (PPM) ont démontré leur force en tant que cadre statistique unifiant les approches de modélisation dites de « présence-seule ». Les PPM présentent plusieurs avantages en termes d'implémentation et d'interprétation par rapport à d'autres algorithmes tels que MAXENT. En nous basant sur les données de l'enquête Lucane (Coleoptera, Insecta) et le cadre des PPM, nous illustrons différentes méthodes pour évaluer la fiabilité du modèle. Nous avons sous-échantillonné au hasard différents sous-ensembles de localisation parmi l'ensemble de données et avons comparé les intensités ajustées et les coefficients du modèle. Toutes les mesures développées sont congruentes et peuvent être utilisées pour identifier à partir de quel nombre de points le modèle se stabilise, ce qui dépendra du jeu de données et du contexte environnemental.

Ainsi, notre travail présente de nouveaux outils pour explorer les questions relatives à la stabilité du modèle en fonction du nombre d'emplacements dans le contexte des PPM avec une pénalité au lasso et confirme une fois de plus l'utilisation du cadre PPM comme cadre souple et unificateur pour modéliser la distribution d'espèces, même d'insectes.

Is my SDM good enough?

Insights from a Lucanoidea dataset in a Point Process Modeling framework

Camila LEANDRO, Pierre JAY-ROBERT, Bruno MERIGUET, Xavier HOUARD,

Mathieu DE FLORES, Ian RENNER

Summary

Citizen science programs, and particularly atlas schemes, are very important sources of data for species distribution models and conservation. Nevertheless, this data is prone to bias, particularly when it comes to “not-so popular” or hard to detect/identify species such as insects and it represents the challenge of presence-only datasets (lack of absence data). Moreover, how do we know if the model predictions are trustworthy?

In recent years, Point Process Models (PPM) have shown their strength as a unifying frame to fit presence-only species distributions models (SDM) with many advantages in model implementation and interpretation. Based on the French citizen science program - “Stag Beetle Quest”, we illustrate different methods to assess “model reliability” within the PPM perspective fitted with a lasso penalty and bias corrections. To do this, we randomly subsampled different sets of locations from the whole dataset and compared fitted intensities and model coefficients. All the developed measures are congruent and can be used to identify at what number of point locations the model stabilizes, which will be dependent on the dataset.

Thereby, our work presents new tools to explore questions around model stability based on the number of locations in the context of PPMs with a lasso penalty and confirms once more the use of PPM framework as flexible and unifying framework to model presence-only species distribution models.

Introduction

To be able to measure, make the general public aware and stem biodiversity decline, we need to be equipped with accurate tools and methods to study populations’ trends. This is especially true for groups that are understudied and judged as “ordinaries”, such as insects (Donaldson et al. 2017; Leandro et al. 2017).

Conservation biogeography, and particularly species distributions models (SDMs), have become important tools to inform policy makers and conservation practitioners about biodiversity trends, leading to prioritization of conservation

strategies (Wilson et al. 2005; Devictor et al., 2010). They have also been put forward as pivotal tools for the appropriate evaluation of conservation status of insects (Cardoso et al., 2011; Diniz-Filho et al., 2010; Leandro et al., 2017).

Yet, conservation biogeography implies the availability of a great number of locations data at large scale. This kind of data can be found on Atlas schemes and Citizen Science programs but involves the attendance of particular questions related to the observation process (Alabri, 2010; Isaac & Pockok, 2015). Indeed, data can come in a number of formats, the two most common being: (1) presence/absence data, which

implies a clear protocol and greater effort from the observer and (2) presence-only data or “opportunistic data”. Unlike presence-absence data, presence-only data is widely available and relatively cheap, even if prone to bias due to the way it is collected.

Let's put ourselves in the place of a practitioner wanting to model the distribution of a particular species whose data comes from an atlas-scheme with presence-only data. First we have to address the question “Which is the best statistical framework to model my data?” This question has been largely explored (Aguirre-Gutiérrez et al. 2013; Guillera-Arroita et al. 2015 ; Duque-Lazo et al. 2016) and in recent years, point process models (PPMs) have shown their strength as a unifying frame to fit presence-only species distribution models (SDMs) with many advantages in model implementation and interpretation (Renner et al. 2015; Stirling et al. 2016). Then comes the crucial question “do I have enough data?” (Virgili et al. 2018), who can be translated into the important matter of “trust upon models” and particularly in their specific contexts (Guillera-Arroita et al. 2015; Ross et al. 2015).

In the point process framework, the ‘spatstat’ package (Baddeley & Turner, 2005; Baddeley et al., 2015) offers a number of tools to test model reliability. Among them, significant levels for implemented variable, standard deviation of the predicted intensity and intensity maps. Nevertheless, in the PPM-lasso framework, where penalties are included in order to shrink coefficients and enhance predictive performance of the models, getting such tools is more complex.

Based on the French citizen science program - “Stag Beetle Quest”, we explored different methods to assess “model

reliability” within the PPM perspective fitted with a lasso penalty and observer bias corrections.

Materials & Methods

Data

Species records were obtained from “Stag Beetle Quest” citizen science program managed by the Office for the Insects and their Environments (Opie). It is focused on *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) species (Coleoptera, Insecta), which contains more than 16 000 records, going of a span of time from 1905 until now. This program was launched in 2009 and still going on. The database is composed by ~90 % of presence-only data but ~ 18 % of the records do not have a precise location.

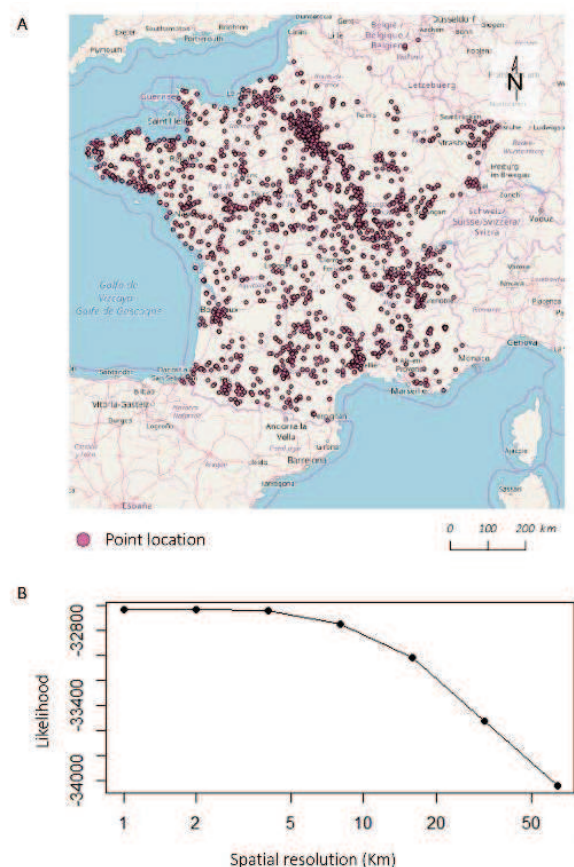


Fig 1: (A) Point locations of the data used for the analysis. Map made by © OpenStreetMap contributors. (B) Model likelihood in relation with the spatial resolution of the model, measured in km. Here it appears that there is little benefit in analysing the data at a spatial resolution finer than 4 km.

Tab. 1 Complete information of the environmental and bias variables included in the model.

	Type	Covariate	Source
Environmental covariates	Climatic	Mean annual Temperature	Worldclim
		Mean annual Precipitation rate	Worldclim
	Land Use	Percentage of broad-leaved forest cover in a 1km radius	Corine Land Cover (2012)
		Percentage of coniferous forest cover in a 1km radius	Corine Land Cover (2012)
		Percentage of arable land cover in a 1km radius	Corine Land Cover (2012)
		Percentage of forest cover in the past (1910 and 1960) at 1km radius	Hilda database (2013)
Bias	Uneven sampling effort	Human Population	CIESIN gridded population of the world (2016)
			GEOFLA® (2016)
		Distances to roads & Distances to natural parcs	Cartes et information géographique de l'INPN (MNH) (2016)

The data that we retained for our study correspond to a recent and highly active period of participation (from 2007 to 2017) in France (fig. 1a), thereby reducing the temporal heterogeneity of the dataset. Moreover, only verified observations were used, leaving a total of 2577 point locations.

To implement the model, we used six environmental variables such as land use and climatic information at the locations of the observations (table 1); variables were chosen based on the literature (Thomaes et al. 2008; Hawes 2008; Irmiler *et al.* 2010; Frank et al. 2017) and naturalistic knowledge. Moreover, we kept variables with a low-medium correlation rate ($R < 0.7$). Because presence-only data is prone to observer bias, in which the observed pattern of points reflects not only the distribution of the species but also the distribution of the observers, we also added "Observer bias correction" variables. It is common to use distances to roads or to natural areas (Renner et al. 2015; Fisher-Phelps et al., 2017), nevertheless in our particular case, points seemed to be clustered around cities, which led us to include human population density information. All variables were available at 1 km² resolution.

SDM Framework

Stag Beetle locations were modelled with a Poisson point process model. Under this model, we assume that the intensity $\mu(s)$ varies spatially, therefore, indexed by location s , and according to environmental conditions $x(s)$ parametrized by β , which varies depending on the conditions at the locations (s). In our case, the intensity of points was fitted as a log-linear model of environmental variables with both environmental and observer bias variables (Warton et al. 2013; Renner *et al.* 2015). As the model distinguishes environmental variables from bias ones $z(s)$, we add the γ depending on the calculated bias (eq. 1).

$$\text{Equation 1 : } \ln \mu(s) = x(s)' \beta + z(s) \gamma$$

Hence, we are using 10 covariates to model the observed pattern of Lucanus locations. With this many covariates, we run the risk of overfitting the model as some may not be informative. Therefore, we incorporate a LASSO penalty (Tibshirani 1996), which shrinks coefficients toward zero and in some cases may set some coefficients to be exactly zero, effectively removing the associated covariates from the model. Regularization paths with 200 Poisson PPM were fitted with a LASSO penalty choosing the model with the smaller BIC. Analyses were performed in R using the 'ppmlasso' package (Renner & Warton, 2013).

Quadrature points were selected on a regular grid at one square km, previously made with environmental and bias variables. However, initial analysis of the data suggested that we did not need to fit models at such a fine resolution, as the maximized log-likelihood appeared to stabilize at a spatial resolution of 4 km (see fig. 1b), which we hereby use in all of our models.

Diagnostic tools

We wanted to compare a set of characteristics (hereafter *diagnostic tools*) depending on the number of available points for the model. Our main idea was to explore model reliability and congruence in the ecological information given by the models. Therefore, a total of 1000 randomizations were run in R 2.4.1 (R Development Core Team 2006) for each experiment for each set of wanted points (50, 100, 200, 500, 1000) points (fig. 2). By simulating a number of subsamples from the whole dataset available, we reproduced a general framework of ecological studies, where the researcher dataset is a subsample of the whole. Diagnose tools are:

Standard deviation of the Intensity. Each PPM model calculated an intensity measure ($\hat{\mu}$) (eq. 1), standard deviation errors from this $\hat{\mu}$ (sd). The intensity enables the reconstitution of model information through maps. In ecology, this intensity is

not a probability but a measure of abundance per unit area for the considered species (Renner *et al.* 2015). Whether this intensity reflects an ecological reality depends on the consistency of the model. Comparing the average $\hat{\mu}$ and particular ones across models can help, in a visual way, to check model consistency

IMSE. The integrated mean square error in a PPM can be used as a way to measure predictive performance of the model. An IMSE can be also calculated in order to summarize the difference between models. In our case, IMSE was calculated for each one of the simulations. Across subsets, this tool can also be used to inform about model consistency. Additionally, correlation between subsampled models and the “complete model” was also calculated to verify model reliability.

Dispersion of beta parameters. Besides intensity, we can also get from PPM beta coefficients ($\hat{\beta}$), which are matrix of fitted coefficients, and standard deviation plot stabilization (Renner & Warton 2013) (eq. 1). This diagnose tool can, not only to inform about model reliability through its dispersion, but also enlighten on the effect of the different variables on the intensity. This second point can be of major importance for applied ecology.

Ecological information agreement. For each variable of the model, a coefficient of contribution ($\hat{\beta}$) informs the way in which

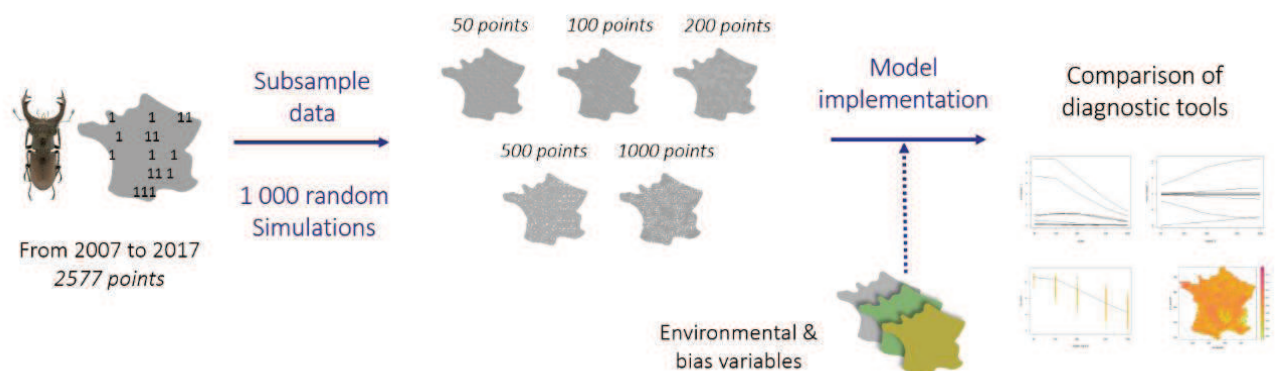


Fig 2 : The *Lucanus* PPM workflow for model simulation and diagnose tools comparison. Diagnose tools are objects included in the *ppmlasso* package for R. Vectors from *freepik.com*.

the variables contribute to the presence of the species (positively or negatively). This is an interesting information for ecologists. Moreover, across subsets, we can investigate how often subsets agree with the most stable model and thus, inform about model consistency and reliability.

Results & Discussion

Intensities & IMSE

As we modelled the intensity of the stag beetle across a subset of points, and for each subset 1000 simulations, we observed differences between the average intensity of each subset and its “complete truncated version”, which did not took in account $\hat{\mu}$

values inferior to 10^{-3} (5% of predicted intensities) (table 2). Such differences were also visible through the intensity mapping (supplementary material). Nevertheless, taken one by one visualization of intensities for models above 500 points were more consistent than those under 500. Indeed, for instance models based on the 50 points subset were more variable between them than those for the 500 points subset (fig. 3a). Moreover, the correlation between each subset average intensity and the whole model with all available points was good at 200 points ($R \geq 0.7$) and nearly perfect ($R \geq 0.99$) for models beyond 500 points. Both observations made us think that the potential distribution of the stag

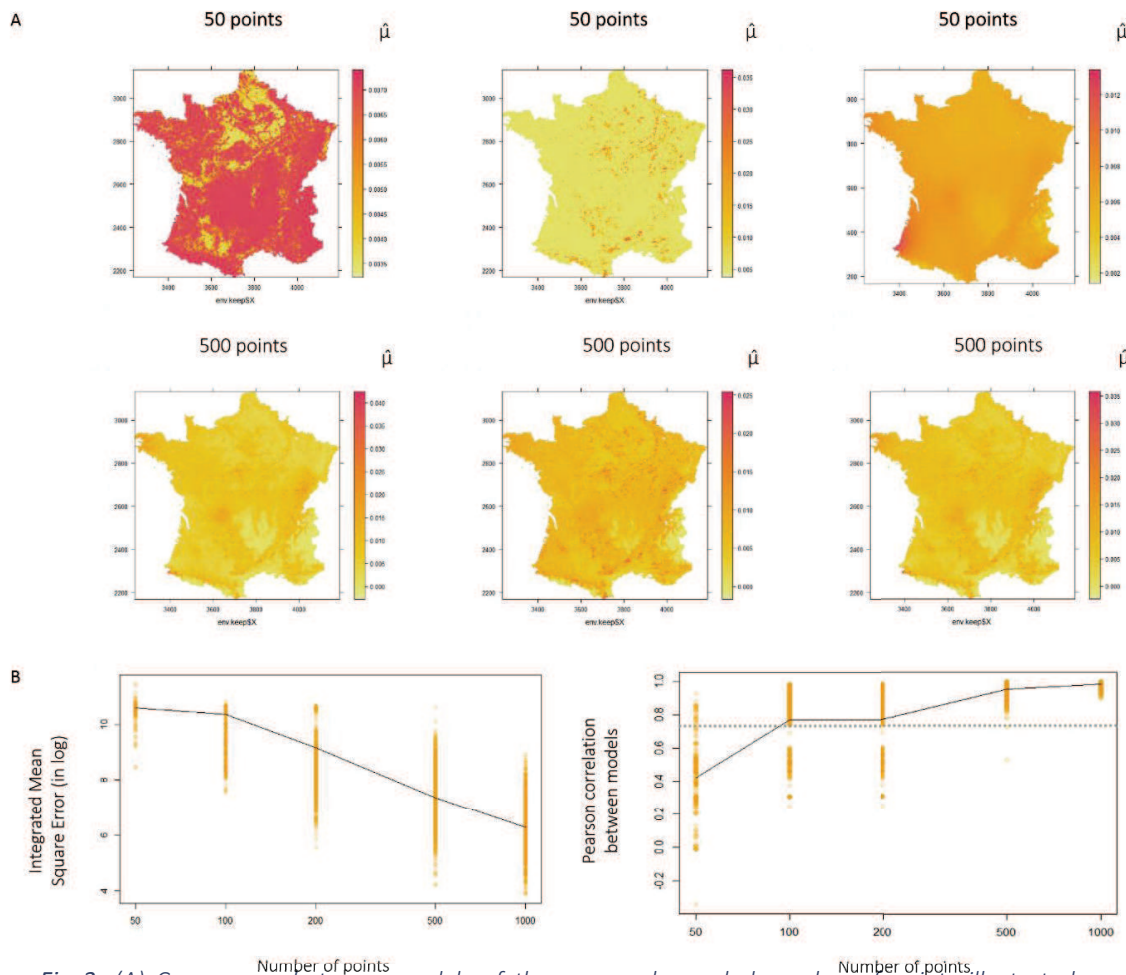


Fig 3: (A) Congruency between models of the same subsampled number of points illustrated graphically by mapping the intensity ($\hat{\mu}$). (B) A logarithmic transformation of the integrated mean squared error (IMSE) for each simulation depending on the subset of given points (yellow). (C) Pearson correlation between subsampled models and the whole model (all 2577 points); the grey bar shows the below which the correlation is considered as low. This three tools congruently point out the importance of having 500 points (or more) to correctly model the distribution of the considered species within the complexity of the model and the environmental context.

Tab. 2: Significant numbers that illustrate the consistency of the models from each subseted dataset : Correlation between intensities (μ), the mean and the standard deviation of the integrated mean squared error (IMSE).

Number of points	50	100	200	500	1000
Correlation mean μ with corrected μ	0.463	0.650	0.834	0.992	0.999
Mean IMSE	10.614	10.372	9.165	7.313	6.274
Standard deviation of IMSE	0.176	0.655	1.317	0.970	0.889

Tab. 3 : Changes over the average Beta coefficient (β) and its standard deviation across models for different sets of points. We can notice a significant shrinkage towards zero for β and a decrease of the standard deviation which mean model stabilization when the number of points is greater.

Number of points	50	100	200	500	1000
Mean β	-0.79	-0.68	-0.53	-0.37	-0.28
Standard deviation of β	1.37	1.37	1.06	0.61	0.33

beetle is been modeled in a stable way around 500 points.

These results were confirmed by the IMSE of each model across subsets (fig. 3b). Indeed, we can see how the average IMSE by subset significantly decrease, from around 10.5 at 50 and 100 points towards a standard deviation of 6.3 at 1000 points. However, we noticed that PPM-lasso shrank all (or almost) of the coefficients to zero in models with 200 points or less, leading to great differences which lead to high IMSE.

Pearson correlation between subsampled models and the whole model was greater when the subsample was above 100 points but above with an $R \geq 0.7$ in a constant way when models had at least 500 points available (fig. 3c).

Betas and standard deviation plot stabilization

What plot stabilization of the models' betas across the subsets informed us was the decrease of the variation among models of the same subset. Indeed, mean and

standard deviation of β by subset significantly decreased when the number of points increased. Particularly when the number of points went beyond 200 (table 3). This result can be seen as congruent with the standard deviation intensity measures and IMSE, which pointed out the consistency of models with a number of points of 500 or more.

The sign of beta coefficients enlightened us about the contribution of each variable to the potential distribution of the Stag beetle in France. Climatic variables (excepting temperature-precipitation interaction variable), land use occupation in the past and the presence of broad-leaved forest in the present positively influenced the presence of the species. On the other hand, the percentage of arable land and coniferous forest negatively. All of them contributed significantly to the model (p -value < 0.001) (Supplementary material).

Hence, we looked at the agreement between the sign across models and, in particular, with the model made with all

available data. For the temperature variable, for instance, even if the coefficients were shrank to zero in many cases (particularly models with less than 200 points) the sign was always positive. The other variables fluctuate from positive to negative signs, particularly for models with 200 points or less. For example, the percentage of coniferous forest coverage influence over the distribution of the stag beetle was equally negative and positive until models with 500 points or more. Yet, it is known that coniferous forest are not favorable for this species (Paulian & Baraud, 1982), thus, with few points and without previous ecological knowledge, our ecological conclusions would have been fuzzy or wrong. Therefore, getting sign congruency is a sign of model reliability.

The tools are therefore congruent in their conclusions: to model the stag beetle distribution at the French mainland scale and with the number of chosen variables, 500 points are needed to get consistent models, and consequently in our point of view, also trustworthy. Indeed, we want to highlight the importance of the environmental/resolution context and the complexity of the model, which is dependent to the number of co-variables.

Asses PPM models stabilization

By departing from our particular data and environmental context, we were able to get the idea of « at what point my models stabilize ». We interpret the congruence of models, from the simulations, a way to assess the reliability of the model in its particular context. Hence, this methodology could be used in order to verify if our model is stable, goes to a certain congruency or if it is far from it. Moreover, if the stabilization comes quickly, it might mean that the dataset could be divided into shorter periods and used for species distributions analysis across time. For

instance, in our case, 500 points seem enough to have a moderate trustworthy model of the stag beetle. We could depart the dataset in two and see the differences between 2007-2012 and 2012-2017.

Our approach exploits already existent tools in the *ppmlasso* package and can therefore be already used. This could, whatever the context and the organisms, avoid to use a thumb rule for choosing the number of points to model a certain species. Moreover, it let answer the question of model trust, particularly for those who use SDM as decision tools for conservation.

Conclusion

PPM not only offer a unifying frame to fit presence-only species distributions models with many advantages in model implementation and interpretation, but also possess a number of ready to use diagnose tools that can inform about model consistency and reliability. Without any rule of thumb, the number of needed points in a particular environmental and spatial context can be tested for its stability and reliability. All of the diagnose tools are congruent and can be used for any kind of point process model.

Acknowledgements

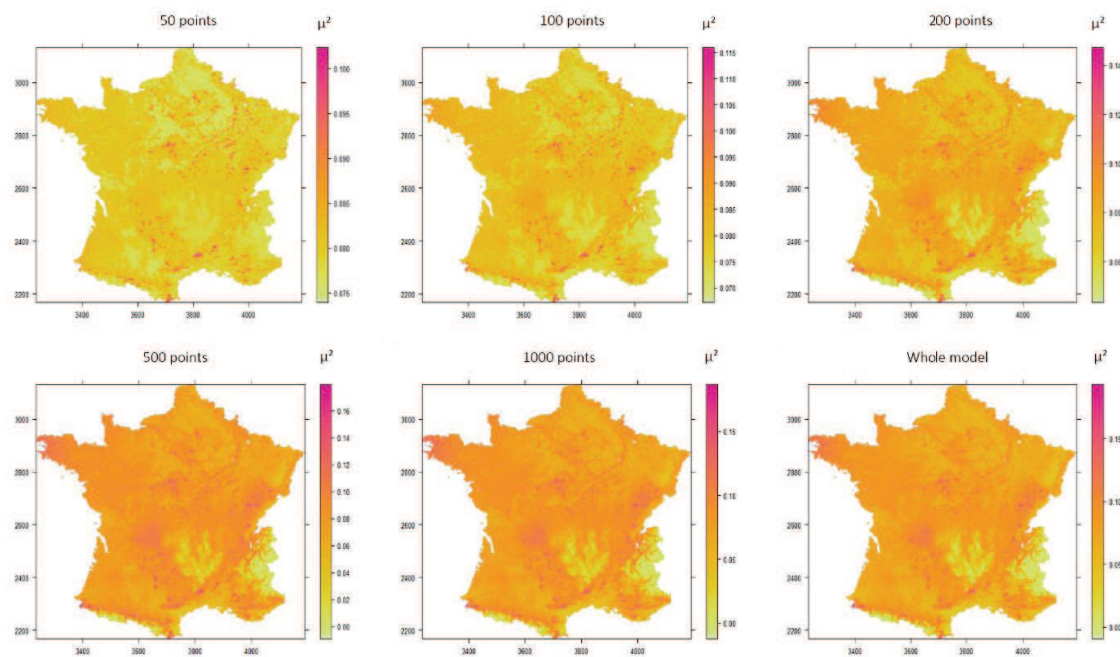
We would like to thank every contributor of the Stag Beetle Quest for their enthusiasm for biodiversity citizen science programs.

References

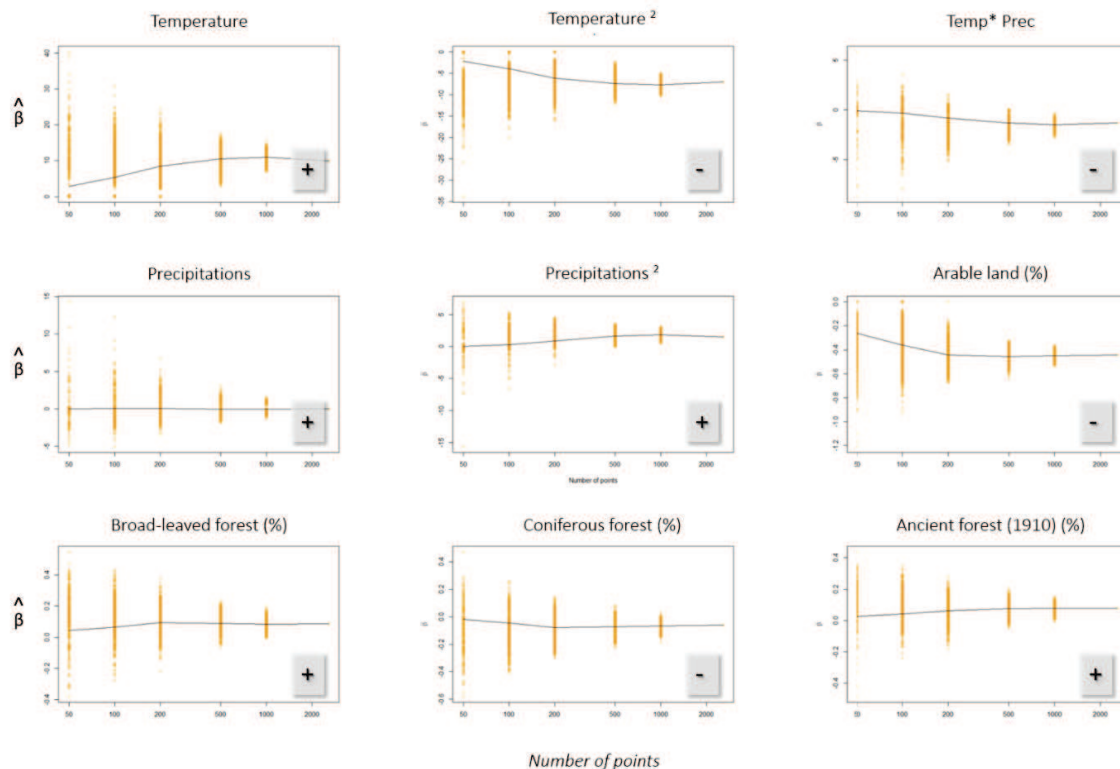
- Aguirre-Gutiérrez, J., Carvalheiro, L.G., Polce, C., van Loon, E.E., Raes, N., Reemer, M., Biesmeijer, J.C. (2013) Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria - Dutch Hoverflies as a Case Study. *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0063708
- Alabri, A., Hunter, J. (2010) Enhancing the quality and trust of citizen science data. *Proc. - 2010 6th IEEE Int. Conf. e-Science, eScience 2010* 81–88. doi:10.1109/eScience.2010.33

- Baddeley, A. & Turner, R. (2005) Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. *Journal of Statistical Software*, 12, 1–42.
- Cardoso, P., Erwin, T.L., Borges, P.A. V., New, T.R. (2011) The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Conserv.* 144, 2647–2655. doi:10.1016/j.biocon.2011.07.024
- Diniz-Filho, J.A.F., de Marco, P., Hawkins, B.A. (2010) Defying the curse of ignorance: Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conserv. Divers.* 3, 172–179. doi:10.1111/j.1752-4598.2010.00091.x
- Donaldson, M.R., Burnett, N.J., Braun, D.C., Suski, C.D., Hinch, S.G., Cooke, S.J., Kerr, J.T. (2016) Taxonomic bias and international biodiversity conservation research. *Facets* 1, 105–113. doi:10.1139/facets-2016-0011
- Duque-Lazo, J., Van Gils, H. A. M. J., Groen, T. A., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2016). Transferability of species distribution models: The case of *Phytophthora cinnamomi* in Southwest Spain and Southwest Australia. *Ecological modelling*, 320, 62-70.
- Fisher-Phelps, M., Cao, G., Wilson, R.M., Kingston, T. (2017) Protecting bias: Across time and ecology, open-source bat locality data are heavily biased by distance to protected area. *Ecol. Inform.* 40, 22–34. doi:10.1016/j.ecoinf.2017.05.003
- Frank, K., Hülsmann, M., Assmann, T., Schmitt, T., Blüthgen, N. (2017) Land use affects dung beetle communities and their ecosystem service in forests and grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 243, 114–122. doi:10.1016/j.agee.2017.04.010
- Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J.J., Elith, J., Gordon, A., Kujala, H., Lentini, P.E., McCarthy, M.A., Tingley, R., Wintle, B.A. (2015) Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 276–292. doi:10.1111/geb.12268
- Hawes C. J. (2008) The stag beetle *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Lucanidae): a mark-release-recapture study undertaken in one United Kingdom residential garden *IN Revue d'écologie, SUP10" 4ème Colloque sur la Conservation des Coléoptères Saproxyliques"*, Vivoin, Sarthe, FRA, 2006-06-27. Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France, Paris (FRA).
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978
- Irmeler U, Arp H, Nötzold R. (2010) Species richness of saproxylic beetles in woodlands is affected by dispersion ability of species, age and stand size. *Journal of Insect Conservation*, 14(3), 227-235.
- Isaac, N.J.B., Pocock, M.J.O. (2015) Bias and information in biological records 522–531. doi:10.1111/bij.12517/abstract
- Leandro, C., Jay-Robert, P., Vergnes, A. (2017) Bias and perspectives in insect conservation: A European scale analysis. *Biol. Conserv.* 215, 213–224. doi:10.1016/j.biocon.2017.07.033
- Paulian, R., Baraud, J. (1982). *Faune des Coléoptères de France, vol. II: Lucanoidea et Scarabaeoidea*. Paris, Lechevalier.
- R Development Core Team. (2005) R: A language and environment for statistical computing, reference index version 3.3.1. In: Computing RFFS, , editor. Available: <http://www.R-project.org>. Vienna, Austria.
- Renner, I.W., Warton, D.I. (2013). Equivalence of MAXENT and Poisson Point Process Models for Species Distribution Modeling in Ecology. *Biometrics* 69, 274–281. doi:10.1111/j.1541-0420.2012.01824.x
- Renner, I.W., Elith, J., Baddeley, A., Fithian, W., Hastie, T., Phillips, S.J., Popovic, G., Warton, D.I. (2015) Point Process Models for Presence-Only Analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 6 (4): 366–79. doi:10.1111/2041-210X.12352.
- Ross, L.K., Ross, R.E., Stewart, H.A., Howell, K.L. (2015) The influence of data resolution on predicted distribution and estimates of extent of current protection of three “listed” deep-sea habitats. *PLoS One* 10, 1–19. doi:10.1371/journal.pone.0140061
- Stirling, D. A., Boulcott, P., Scott, B. E., & Wright, P. J. (2016) Using verified species distribution models to inform the conservation of a rare marine species. *Diversity and Distributions*, 22(7), 808-822.
- Thomaes, A., Kervyn, T., Maes, D. (2008) Applying species distribution modelling for the conservation of the threatened saproxylic Stag Beetle (*Lucanus cervus*). *Biol. Conserv.* 141, 1400–1410. doi:10.1016/j.biocon.2008.03.018
- Tibshirani, R. (1996) Regression shrinkage and selection via the lasso. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B* 58, 267–288.

Supplementary materials:



SM Fig 1 : Squared average model intensities ($\hat{\mu}^2$) by subsampled data (50, 100, 200, 500, 1000 points and the whole model with 2577 points).



SM Fig 2 : Likelihood stabilization plots informed by the beta coefficient (β) for each environmental variable added to the model. For each number of points (50, 100, 200, 500, 1000, 2000) 1000 randomizations. In our particular context, we can clearly see a stabilization towards 400 points. On the right corner of each variable $\hat{\beta}$ coefficients is presented the overall sign obtained from the whole model.

4. Des populations aux peuplements

Le PPM est un cadre robuste qui se prête parfaitement à la modélisation de données issues de programmes participatifs de type atlas. Nos travaux ont permis d'établir également une validation, contexte dépendante, du modèle. Néanmoins, bien qu'ils permettent l'intégration de variables « biotiques » (l'exemple de la disponibilité en ressource pour les bousiers ou encore l'inclusion de la présence d'une autre espèce (Baddeley 2010)), les PPM modélisent la distribution des espèces isolément. Si, à terme, ce que l'on souhaite est l'évaluation d'états de conservation des peuplements, voire des communautés ou des écosystèmes, l'approche espèce centrée doit être dépassée (Guisan & Thuiller 2005).

En modélisation, différents travaux abordent le concept d'empilement : il s'agit, comme son nom l'indique, d'empiler des modèles réalisés indépendamment pour différentes espèces, de façon à avoir un regard plus complet via l'addition de l'information. C'est l'approche dite de *Stacked Species Distributions Modelling* (S-SDM). Typiquement, nous aurions pu obtenir les différentes cartes de distribution potentielle pour l'ensemble des coléoptères coprophages connus du Languedoc-Roussillon et les additionner de façon à trouver des patrons communs ou disjoints. Ce cadre conceptuel est encore en cours de développement, car encore inconsistant vis-à-vis de la reproductibilité et soumis aux changements d'échelle (Pottier *et al.* 2013 ; D'Amen *et al.* 2015). Mais bien qu'il s'agisse d'un premier pas vers une modélisation des systèmes (Kissling *et al.* 2012), les S-SDM minimisent l'effet des interactions entre les taxons ciblés (Wisz *et al.* 2013)

Certains auteurs défendent plutôt la jointure de plusieurs jeux de données de plusieurs taxons de façon à obtenir un seul modèle. Il s'agit de l'école des *Joint Species Distribution Models* (JSDM).

Dans le cadre des JSDM, l'approche *Hierarchical Modelling of Species Communities* (HMSC) permet non seulement l'intégration de données de PA de différentes espèces, mais aussi des informations (écologiques, phylogénétiques et fonctionnelles notamment) (Warton *et al.* 2015 ; Ovaskainen *et al.* 2017) (figure 62). Plusieurs auteurs considérant que cette dimension devrait être prise en compte pour avoir des modèles fidèles (Kearney & Porter 2009 ; Chefaoui *et al.* 2011 ; Thuiller *et al.* 2017), l'approche hiérarchique est la porte ouverte à la modélisation, mais donc également à la compréhension et à l'évaluation de la biodiversité à une échelle écosystémique, particulièrement intéressante pour les insectes et la biodiversité ordinaire.

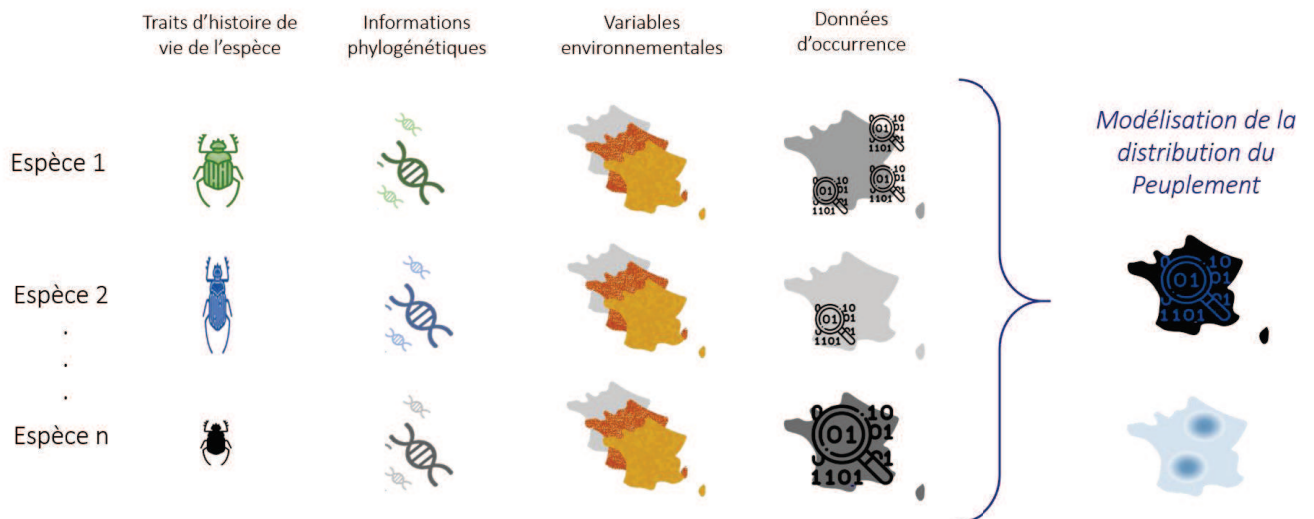


Figure 62 : Cadre conceptuel de l'approche de modélisation des communautés appelée Hierarchical Modelling of Species Communities. Figure modifiée à partir de Ovaskainen et al. 2017. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

Une collaboration récente entre Ovaskainen et Renner (2018) va permettre l'utilisation de données en PS dans un cadre HMSC sur la base des modèles de processus ponctuels. Les données sur les coléoptères coprophages récoltées en 2017 et 2018 pourraient donc être un jeu de données candidat pour cette nouvelle approche (Renner comm. pers.). En effet, ces données nous donnent une vision du peuplement à l'échelle locale (Lobo *et al.* 2002) et nous informent donc sur la cooccurrence des espèces. De plus, certains traits d'histoire de vie des bousiers ont été décrits par JP Lumaret (taille, biomasse) et d'autres mesures sont en cours au sein des travaux de thèse de W. Perrin.

D'une part, nous pourrions par exemple envisager de traiter les données en PA 2017/2018 comme des présences seules et les utiliser pour comparer les méthodes d'empilement ou de jointure, et évaluer la différence de performance. D'autre part, les données en PA avec les mesures de traits pourraient nous permettre d'élargir le champ de vision de façon à établir des cartes de peuplements potentiels à des buts de conservation.

Chapitre 4 : ScaraB'Obs, application d'une stratégie de conservation de l'entomofaune

Tout le long de ce travail, nous avons proposé différentes façons de lever les verrous techniques qui entravent la conservation de l'entomofaune ordinaire. De même, nous avons établi des pistes de réflexion pour répondre au « défi de perception » qui pèse sur les insectes.

Pour les coléoptères coprophages, il y a des leviers sociétaux possibles. En effet, notre travail sur la perception et la représentation de la diversité animale montre que les insectes ne sont pas totalement absents des représentations mentales du public ciblé lors de l'étude (étude 2). Bien que certains aient une image négative, cette attitude peut être travaillée de façon à être positivée voire démythifiée de son pouvoir de nuisance ou son caractère « mauvais » ; le problème survient quand l'on a à faire à des attitudes neutres ou à une absence d'attitude (Clayton & Myers 2015) (voir partie I). Créer une attitude positive, c'est ce que l'on a souhaité faire au travers du film d'animation *Hervé le bousier* réalisé en 2016 par des étudiants dans le cadre d'un module de vulgarisation scientifique optionnel durant leur première année de master (figure 63). Bien qu'il ne s'agisse pas d'un travail de recherche, il mérite d'être souligné car il a apporté un nouveau regard à de nombreuses personnes⁶⁷ sur une biodiversité méconnue ou victime de préjugés.



Figure 63 : Illustrations de certaines scènes du film d'animation "Hervé le Bousier".

⁶⁷ *Hervé le bousier* a été montré lors de nombreuses conférences auprès de publics initiés aux problématiques entomologiques et/ou de conservation, mais également auprès de publics néophytes (Salon de l'agriculture 2016 ; Fête de la Science 2017, Pint of Science 2018) et il a toujours suscité des retours positifs, d'étonnement (« je ne savais pas qu'il y avait des bousiers en France ») et d'empathie (« oh, je ne savais pas que les bousiers étaient en danger »). Ce court-métrage a également été lauréat du concours *Alimentterre* 2016 (3^{ème} place) décerné par le Comité Français pour la Solidarité Internationale et le Ministère en charge de l'Agriculture.

Nous avons également pu élaborer des propositions pour faciliter l'inventaire des espèces et le suivi des peuplements, tout en respectant la vie des insectes. En parallèle, nous avons engagé des réflexions quant à la façon d'utiliser les données d'inventaire pour mieux comprendre l'écologie des espèces et étudier leur distribution. Bien que cet aspect n'ait pas abouti dans le temps imparti de la thèse, nous sommes confiants sur l'utilité des modèles pour l'évaluation de l'état de conservation des espèces, du moment où l'on dispose d'un nombre suffisant de données.

Néanmoins, que ce soient des instruments de mesure ou des outils de réflexion, ces pierres qui contribuent à l'édifice de la conservation doivent être assemblées, orchestrées, pour pouvoir, de façon cohérente, répondre aux enjeux du déclin de la biodiversité. Ce qui a été développé se place donc en amont, ou en accompagnement, d'un projet de conservation. Ce projet est ScaraB'Obs.

1. Investir les professionnels dans la conservation de l'entomofaune ordinaire

Les difficultés à évaluer et, surtout, à atténuer la crise biologique actuelle ne sont évidemment pas uniquement dues à des insuffisances scientifiques ou méthodologiques mais davantage à la complexité des enjeux de développement et de gestion des territoires. Bien souvent, les leviers économiques existant pour la gestion et conservation de la biodiversité ne ciblent que des espèces protégées ou dont le statut de conservation a pu être déjà établi. Or, les bousiers ne sont ni protégés, ni explicitement charismatiques ou encore le groupe fétiche des naturalistes et scientifiques.

Les professionnels de la gestion et de la conservation des espèces et des habitats sont en première ligne en termes d'action pour la biodiversité. Dans un tel contexte, il nous a semblé essentiel d'associer à notre réflexion des organismes en charge de la conservation de la biodiversité et d'élaborer ensemble une stratégie pour l'étude et la conservation des bousiers en France, baptisée ScaraB'Obs (Leandro *et al.* 2015).

L'idée de cette association est de faciliter le transfert de connaissances vers le monde de l'action (Fazey *et al.* 2005 ; Arlettaz *et al.* 2010), de pratiquer une science ancrée dans les préoccupations des acteurs (White *et al.* 2015). Notre objectif est de créer un dialogue avec les praticiens de la conservation, afin que les questions posées soient plus adaptées aux réalités de terrain, que les connaissances scientifiques soient plus accessibles aux acteurs (Laurance *et al.* 2012 ; Cook *et al.* 2013). Quand ce dialogue existe, les acteurs de terrain

peuvent donc être à la base de la construction des questions de recherche et même participer à la priorisation des questions de recherche (Braunisch *et al.* 2012 ; Besnard 2013). Comme plusieurs exemples documentés dans la littérature scientifique le montrent, cette union est assez décisive dans un programme de conservation (Sunderland *et al.* 2009 ; Laurance *et al.* 2012). Nous sommes donc dans une logique de recherche-action (White *et al.* 2015), voire de recherche d'action participative (Kalliola 2009) (encadré # 5).

Pour intéresser de tels organismes, nous avons ciblé des personnes « ressource » travaillant, ou ayant travaillé sur les bousiers. Parmi les 11 partenaires identifiés, huit ont accepté l'invitation à faire partie du groupe de travail : le Conservatoire d'Espaces Naturels (CEN) du Languedoc-Roussillon, le CEN PACA, le CEN Haute-Normandie, le CEN Nord-Pas-de-Calais, le CEN Lorraine, l'Opie, le Parc National du Mercantour et les Réserves Naturelles des Pyrénées Catalanes.

Nous nous sommes réunis lors d'une journée « ScaraB'Obs » en avril 2016. Au travers de différents outils participatifs, chaque représentant des partenaires, a pu exprimer son point de vue quant aux façons de susciter et de faciliter l'étude des bousiers. De façon plus large nous nous sommes entendus pour une conservation des bousiers et *par* les bousiers, ce groupe entomologique étant clé de voûte des écosystèmes pastoraux. Ainsi lors de cette journée, un cap a été tracé. En effet, nous sommes parvenus à la mise en place d'un plan d'action pour augmenter les « études pour et par les bousiers » (tableau 15). De plus, beaucoup de bonnes volontés ont été exprimées de la part des partenaires. Parmi ces bonnes volontés, l'idée d'avoir des relais régionaux qui pourraient réaliser des actions de sensibilisation « grand public » et qui militeraient pour la promotion d'études entomologiques, incluant les bousiers.

Depuis cette réunion, le contact a été maintenu tout le long du travail de thèse. Nous les avons tenus informés de l'avancement des différents axes. Néanmoins la tâche d'animation et de coordination, voire d'élargissement du réseau, s'est avérée assez lourde. De ce fait, le réseau n'est pas encore assez structuré et n'est pas encore dans une dynamique de dialogue étroit et d'application sur le terrain. Le réseau constitué a été stimulé au minimum, essentiellement lors des tests utilisateurs commençant par le site internet, suivi par les clés de détermination et enfin lors de la mise en ligne du portail de partage de données.

Tableau 15 : Synthèse des propositions de la journée « ScaraB'Obs » en avril 2016. Ces propositions ont été obtenues à l'aide de méthodes de médiation et grâce à la participation de 10 personnes représentant 8 structures différentes. L'ordre de priorité des différentes propositions a été décidé collectivement par vote.

Proposition	Perception Priorité			Perception Facilité		Priorité De 1 à 4
	Rouge	Jaune	Vert	Facile ☺	Difficile ☹	
Faire un atlas dynamique						
Aller à la recherche de données		1	7	6	1	4
Penser à un rendu : internet ?						
Des outils de communication et sensibilisation						
(grand public & public spécialisé, monde agricole)	2	4	2	7	1	
Des Clés d'identification modernes						
En ligne -> Xper3		1	7	6	1	2
Formation						
A la détermination		2	6	6	2	
À l'utilisation d'outils (indicateurs, ...)						
Listes pour évaluation						
Liste rouge	2	5	1	3	4	3
Liste espèces patrimoniales						
Référentiels bousiers						
Tableaux de synthèse par territoire						
Espèces ou communautés/milieu (zone humide, ...)		2	6	1	7	
-> évaluation des milieux						
Base de données traits de vie						
Indicateur de dégradation des populations						
Méthode pour évaluer les impacts (fermeture des milieux, impact des produits vétérinaires sur la faune sans cible...)	1	1	6	0	8	
Un nombre d'espèces ciblées / indicatrices (aspect fonctionnel)						
Réseau						
Avoir un animateur général		2	5	4	3	1
Avoir des personnes, référents régionaux						
Outils						
Fiables			8	2	6	
Répondant à des objectifs précis						

Bien que notre réseau ne soit pas encore assez mûr, certains points positifs sont à souligner :

- L'existence d'une feuille de route pour la mise en place d'outils pour la connaissance, l'éducation, la gestion et conservation des coléoptères coprophages en France ;

- L'existence, depuis 2016, d'un site web opérationnel (www.scarab-obs.fr) ;
- La publication prochaine de clés de détermination en ligne pour les Scarabaeoidea [Priorité 2] ;
- La mise en place d'un outil de partage et de visualisation de données en ligne (collaboration OSU-OREME ; plateforme SIG du CEFE) : <https://data.oreme.org/entomo/home> [Priorité 4].

Pour ce dernier point, nous allons présenter la démarche afin d'illustrer une démarche de recherche action participative conduite au sein de Scarab'Obs (encadré #5).

Encadré #5 : Co-construire un portail de saisie de données

Dans le cadre du groupe de travail, certains participants ont souhaité concourir au processus de développement d'un outil pour la saisie de données. Cet outil avait pour but de rassembler les données existantes sur le territoire national pour les bousiers pour (i) mutualiser les connaissances et (ii) préparer le travail à venir pour le groupe (listes rouges, mise en place d'indicateurs...).

Tableau 16 : Exemple d'une fiche réalisée afin de stipuler les besoins d'un participant lors de son inscription. Selon la méthode Agile pour la conception de logiciels, une « story » est une description simple et compréhensible d'une fonction que l'on souhaite dans un système.

Story 1

En tant que	En tant que personne du réseau Scarab'Obs
Je peux	M'inscrire à l'espace de partage de données sur le site de l'OSU-OREME
Afin de	Partager des observations, les gérer

Story 2

En tant que	Inscrit
Je peux	M'authentifier dans mon espace personnel
Afin de	Accéder aux outils de saisie et de gestion de données

Story 3

En tant que	Inscrit
Je peux	Me déconnecter de mon espace personnel
Afin de	Protéger mon espace

Story 4

En tant que	Inscrit
Je peux	Me désinscrire
Afin de	Pour ne plus avoir de compte sur le site

**mais les données restent sur la base dans un but de recherche

Le développement informatique a été réalisé avec le concours de l'Observatoire des Sciences de l'Univers OREME (Observatoire Régional de l'Environnement Méditerranéen). Ceci dit, la maquette et la structure de cet outil ont été conçues et discutées avec les

volontaires du groupe de travail (tableau 16).

Enfin, nous avons testé la fonctionnalité de l'outil une fois fini. Ce processus fastidieux d'essai, report d'erreur, enchaîné jusqu'à fonctionnalité de l'outil, a été fait par cinq personnes du groupe de travail. Ce processus a duré six mois, débutant en novembre 2017.

Aujourd'hui l'outil est opérationnel (<https://data.oreme.org/entomo/home>) et cela a été possible grâce au travail collectif du personnel de l'OSU-OREME, des chercheurs et des bénévoles. Cette démarche Recherche-Action-Participative a été la clé pour avoir un outil pertinent. Notre idée était d'allier des utilisateurs, des chercheurs et des utilisateurs de la base au processus de design et test du site pour assurer son utilisabilité et ergonomie (Braunisch *et al.* 2012 ; MacDonald 2012 ; Vasstrøm & Normann 2012 ; White *et al.* 2015). Au-delà du portail en lui-même dans sa version finalisée, ce premier projet en co-construction a été une source d'échanges très importante, qui enrichit Scarab'Obs.

2. Investir le grand public dans la conservation

a) Reconnaître la diversité des bousiers

Une demande forte de la part des partenaires, et qui nous tenait à cœur, a été la mise en place d'outils d'aide à l'identification (des clés d'identification) accessibles au plus grand nombre et mises à jour. Cet aspect est en effet crucial si l'on souhaite augmenter le nombre de données, leur fiabilité et rendre le groupe accessible à des naturalistes généralistes, voire au « grand public ».

Or, la dernière clé d'identification des coléoptères coprophages exclusivement de France est celle rédigée par Paulian et Baraud en 1982. Peslier de l'Association Roussillonnaise d'Entomologie s'est basé sur cette clé pour proposer des fiches illustrées par des photographies de grande précision (2003 ; 2004 ; 2005 a-b, dont une publication en collaboration avec Costessèque). Ces fiches ont été faites pour deux familles de bousiers : les Scarabaeidae et les Geotrupidae. Peslier a mis à notre disposition (sous licence CC-BY⁶⁸) le

⁶⁸ Cette licence permet aux autres de distribuer, remixer, arranger, et adapter votre œuvre, même à des fins commerciales, tant qu'on vous accorde le mérite de la création originale en citant votre nom. C'est le contrat le plus souple proposé. Recommandé pour la diffusion et l'utilisation maximales d'œuvres licenciées sous Creative Commons (CC). Source : <https://creativecommons.org/licenses/?lang=fr-FR> consulté le 26/08/2018.

fond photographique qui lui a permis de faire ses fiches d'identification afin de les utiliser dans un projet de remise à jour des clés d'identification.

Olivier Gargominy, du Service Patrimoine Naturel (aujourd'hui UMS PatriNat), nous a parlé du logiciel Xper, une plateforme conçue et développée par le Laboratoire d'Informatique et Systématique de l'Université Pierre et Marie Curie (UMR 7205), permettant l'édition collaborative de données descriptives, leur publication et l'accès à une clé d'identification en ligne. Nous avons donc procédé à la retranscription des clés Paulian-Baraud (1982) avec les photos et améliorations apportées par Peslier. Trois clés ont ainsi été codées : une clé « multicritères » sur la superfamille des Scarabaeoidea, incluant également les Lucanoidea ; une clé dichotomique pour la famille des Geotrupidae et une autre clé dichotomique pour les Scarabaeinae. Pour les Aphodiinae les photos n'étaient pas disponibles et une révision en profondeur des critères est souhaitable ; en effet, la systématique du groupe a été revue dans le cadre du projet Fauna Europaea (Jong *et al.* 2014). Ce troisième groupe n'a donc pas encore de clé Xper dédiée.

Les différentes clés d'identification réalisées avec l'outil Xper ont été mises en ligne grâce au site internet Scarab'Obs (www.scarab-obs.fr). Cette mise en ligne devrait permettre la diffusion des outils d'identification pour le plus grand nombre. Cependant, ces clés devraient sans doute être améliorées. Ceci passe par l'explicitation de certains critères et l'enrichissement didactique (photos, fiches simplifiées, vidéos). Il nous semblerait également judicieux d'évaluer l'accessibilité de ces outils pour un public non spécialiste ou non expérimenté. Cela passe par des tests utilisateurs.

Une première étude exploratoire a été réalisée au printemps 2018 afin d'établir une méthodologie qui permette d'évaluer, d'une part, (i) la capacité d'un public naturaliste à identifier des coléoptères coprophages à l'aide de la clé d'identification en ligne ou encore (ii) la capacité d'un public néophyte à réaliser cet exercice, et d'autre part (iii) d'identifier dans la clé les *nœuds* où les participants ont le plus de mal à se départager, les menant vers une mauvaise identification.

Avant d'établir le plan de l'expérience, trois hypothèses majeures ont été posées :

- 1) L'identification des espèces de petite taille est moins fiable que les espèces de plus grande taille (Nerbonne & Vondracek 2003) ;
- 2) La réussite d'une identification n'est pas corrélée au nombre d'étapes dans la clé d'identification (Nerbonne and Vondracek, 2003) ;

3) Les participants peuvent gagner en dextérité et en fiabilité d'identification avec le temps et avec la répétition de l'exercice, même sans connaissances préalables (Ratnieks *et al.* 2016).

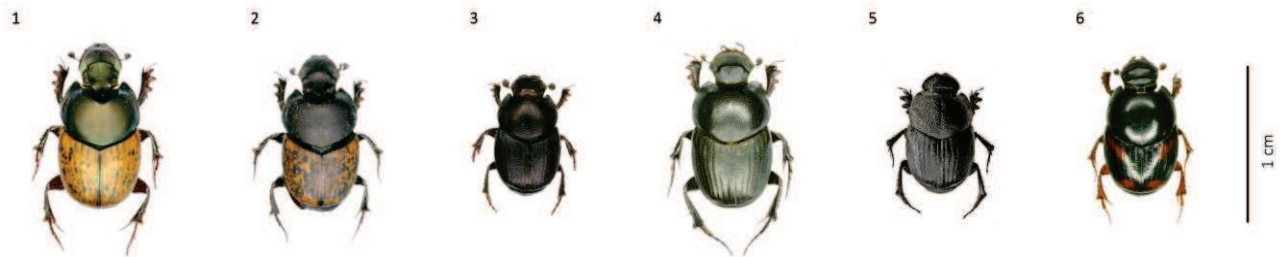


Figure 64 : Espèces choisies pour le test dans l'ordre dans lequel elles ont été données aux participants. 1. *O. vacca*, 2. *O. opacicollis*, 3. *O. grossepunctatus*, 4. *Euonthophagus amyntas*, 5. *O. emarginatus* et 6. *Caccobius schreberi*. Photographies : S. Peslier (A.R.E.).

En partant de la première hypothèse, nous avons donc décidé de travailler sur un groupe restreint de bousiers, les Scarabaeinae de la tribu des Oonthophagini (24 espèces en France). Cette tribu a été choisie car il s'agit du groupe le plus diversifié et commun de France ; de plus, il contient des espèces *a priori* faciles à déterminer et d'autres plutôt cryptiques. En nous basant sur la deuxième hypothèse, nous avons choisi six espèces parmi les 24 avec des morphes différentes (figure 64). Pour minimiser un potentiel effet d'apprentissage, nous avons fait un tirage aléatoire des six espèces, de façon à établir un l'ordre dans lequel nous allions présenter les individus à identifier. Ensuite, des participants, tous volontaires (35 personnes), sont venus au laboratoire tester la clé dans des conditions contrôlées : 1h de détermination pour les six espèces à l'aide de la clé de détermination en ligne et du matériel optique nécessaire.

Chaque volontaire a préalablement reçu une introduction à la biologie et à l'écologie des bousiers. Cette phase devait également permettre de les mettre « dans la peau » d'un naturaliste allant spontanément sur le site ScaraB'Obs pour déterminer une espèce. Ensuite, chaque participant a complété un formulaire permettant de nous renseigner sur sa formation et l'étendue de son expérience naturaliste (Ratnieks *et al.* 2016) (tableau 17).

Bien que ces données n'aient pas encore été analysées finement, le travail nous a permis d'établir des arbres de décision et mettre en lumière les principales difficultés pour un groupe conséquent de personnes. Un exemple est illustré dans la figure 65.

Tableau 17 : Caractéristiques majeures des participants de l'expérience utilisateur. Nous les avons classés en deux catégories : Naturalistes (se déclarant ayant déjà eu des pratiques naturalistes) et Non naturalistes (se déclarant n'ayant jamais eu de pratique naturaliste).

	Naturalistes	Non Naturalistes
Nombre de participants	20	17
Niveau moyen d'études	Bac+5	Bac+3
Ayant pratiqué de l'entomologie	11	0

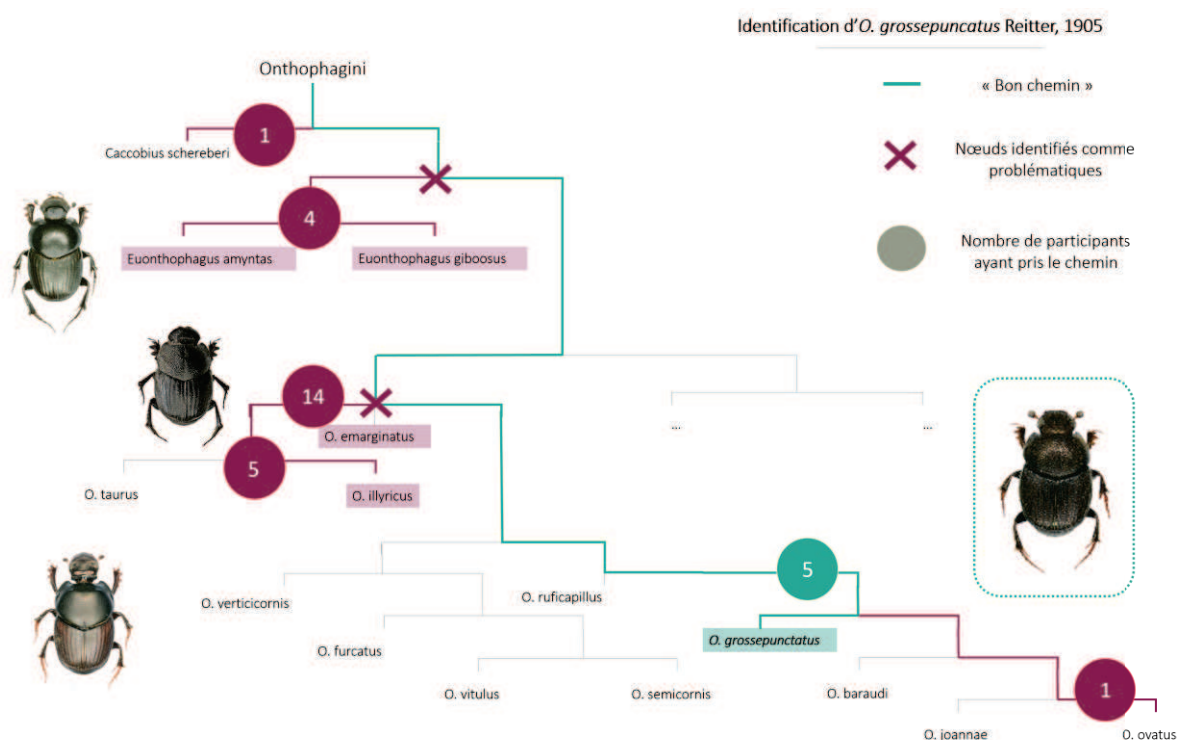


Figure 65 : Illustration montrant l'arbre de décision inhérent à la clé de détermination dichotomique, le schéma correct (en vert) et les chemins erronés suivis par certains participants lors de l'expérience. Ces chemins erronés nous permettent d'établir les nœuds, donc les caractéristiques à décrire, qui posent problème. A partir des 37 feuilles des participants, nous avons gardé uniquement celles étant complètes pour l'ensemble des espèces (30).

A partir de l'identification des nœuds, nous avons établi une feuille de route pour compléter et éclaircir la clé des Onthophagini. En effet, les reproches les plus fréquents des participants étaient le manque d'aides visuelles, d'un glossaire et le fait que certains critères étaient très difficiles à voir chez les individus.

Ce travail nous a permis de percevoir à quel point les coléoptères coprophages constituent un groupe difficilement accessible au « grand public ». En effet, la moyenne du taux de réussite des participants « non naturaliste » (66,3 %) était plus basse que celle des « naturalistes » (76,2 %). Parmi les naturalistes, les « professionnels » ont eu des meilleurs scores (80,2 %) que les amateurs (73,3 %). Dans les deux cas, ce résultat démontre l'importance de la pratique dans le succès d'identification d'une espèce.

Certes, les clés peuvent être, et seront, améliorées, néanmoins l'identification nécessite de matériel optique, surtout quand il s'agit d'espèces de petite taille (figure 63), et un accompagnement pour les néophytes paraît également indispensable tout le long de la clé.

Cette grande difficulté nous pose question car, l'outil d'acquisition et de partage de données mis en place a vocation à rassembler des données « pro » et « amateurs ». Au regard de notre expérience, il semble très difficile d'élargir l'audience des contributeurs de la base de données. Deux choix s'offrent à nous : soit dédier la base de données à un public « spécialisé », soit l'ouvrir via des opérations adaptées au plus grand nombre.

b) Le public met les « main à la bourse »

Plusieurs travaux ont démontré l'intérêt des sciences participatives pour créer du lien avec les insectes et inciter à vouloir conserver les insectes. En effet, ces programmes permettent de créer des espaces de communication et d'éducation positive auprès du « grand public » (Kellert 1993 ; Samways *et al.* 2009 ; Troudet *et al.* 2017 ; Lynch *et al.* 2018 ; Samways 2018).

Ainsi, dans une optique de sciences participatives pour les non experts, nous avons donc lancé une opération particulière afin de toucher le « grand public » et l'accompagner dans l'apprentissage de l'existence, du rôle et de l'importance de la faune coprophage : La « Mission Sisyphe ». *Sisyphus schaefferi* (Linnaeus 1758) est la seule espèce dans son genre en France. Ce télécopride est identifiable à l'œil nu grâce à ses longues pattes fines. Détectabilité haute, non confusion possible et un potentiel « charismatique » de par son comportement rouleuse ont été les déterminants pour le choix de cette espèce. L'idée est de faire d'elle un étendard, un premier point d'accroche pour ensuite sensibiliser à la diversité de ce groupe et des écosystèmes dans lesquels ils s'inscrivent. Nous avons ainsi proposé la Mission Sisyphe à une trentaine de structures dédiées à la conservation et à l'éducation de l'environnement (CPIEs, Gretia, Opie) (figure 66).

A LA RECHERCHE DE...

Sisyphes
Sisyphus schaefferi (Linnaeus 1758)

Identifiable à coup sûr, visible autour des bouses, intrigant par son comportement... le Sisyphes est la première espèce «mission» de l'observatoire Scarab'Obs des Bousiers de France !

Grâce à vos observations, **aidez scientifiques et naturalistes à étudier sa répartition !**

Pousse des boulettes

Totalement inoffensif

Tres longues pattes postérieures

Forme globuleuse mais pointue

7 à 12 mm

Participez !

Allez sur sisyphe.oreme.org et remplissez la fiche d'observation... votre donnée est prête à être partagée ! Suivez la répartition de notre bousier de façon dynamique.

RDV sur scarab-obs.fr

SCARAB OBS
 UNIVERSITE PAUL VALÉRY MONTPELLIERS
 CENTRE D'ÉCOLOGIE FONCTIONNELLE & ÉVOLUTIVE
 OREME

Figure 66 : Affiche de la mission Sisyphes, envoyée à un grand nombre de structures (CPIEs, CENs et autres associations de protection de la nature) au printemps 2018.

En effet, dans le cadre de Scarab'Obs, nous souhaitons éduquer et sensibiliser le « grand public » à la conservation de ces espèces ingénieuses. Cela passe par le site web ressource, l'adaptation des outils (clés, outils de participation à la collecte de la donnée) mais également par des actions ponctuelles, comme des conférences « grand public » (Journées au sein du laboratoire CEFE ; Pint of Science 2018), les manifestations type Fête de la Science (animées en 2017 et en 2018) et l'utilisation de médias variés (réseaux sociaux, films, approche art-sciences) pour toucher plus largement. Comme des auteurs le soulignent (Sayer *et al.* 2014 ; Kashdan *et al.* 2018), il faut capter l'attention du « grand public » et stimuler sa curiosité. Pour cela il faut oser aller dans des chemins qui s'éloignent, peut-être,

du métier du chercheur, mais qui sont essentiels à un projet de conservation. Le chercheur doit s'engager pour ce qu'il prône et développe : il s'agit de la posture du gardien, que nous avons décidé de prendre (Coreau *et al.* 2013 ; voir introduction). Car, si le scientifique lui-même, lui qui travaille pour la conservation de la biodiversité, ne se saisit pas de la question dans son quotidien, dans son environnement sociétal, qui d'autre va le faire ?

3. *Un pour tous, tous pour un : Partager avec des experts à l'international*

La démarche mise en place d'une stratégie pour la connaissance et la conservation de l'entomofaune coprophage, accompagnée de la création d'un groupe de travail, le développement d'outils participatifs et éducatifs et la volonté d'avoir un impact sur le « grand public », permettent de structurer une dynamique à l'échelle nationale. Néanmoins, comme nous avons pu le constater dans le chapitre 2 (partie I), les instruments qui structurent et encouragent la conservation sont politiques et juridiques. Qu'ils soient pertinents et exempts de biais est crucial, mais avant même ces prérequis, il faut qu'ils soient souhaités, exprimés et lancés.

Le déclin actuel de la biodiversité est bien trop important pour se permettre de faire face en petit comité et à des échelles réduites. La mutualisation de connaissances, compétences et idées sont à la base des évidences justifiant la conservation, mais sont également des leviers dans les sphères politiques, juridiques et même économiques (Cook *et al.* 2013 ; Buckley 2016a). *In fine*, sociétales.

Afin de nous mettre en résonance avec des initiatives transfrontalières et faire partie de ce levier sociétal, nous avons commencé à structurer un réseau de spécialistes international sur les coléoptères coprophages avec le concours du président du sous-comité *Invertébrés* de la Commission pour la Survie des Espèces (SSC) de l'UICN, A. Hochkirch (Université de Trier).

Notre initiative fait écho à deux démarches de l'UICN : l'évaluation de l'état de conservation (i) de certaines populations méditerranéennes de coléoptères coprophages et (ii), à l'échelle mondiale, d'un nombre limité et tiré aléatoirement d'espèces de coléoptères parmi lesquelles un certain nombre de bousiers (Hochkirch comm. pers.).

Aujourd'hui, un total de 21 spécialistes avec des entrées scientifiques diverses (phylogénie, écologie, éthologie, conservation) et provenant des différents pays et zones biogéographiques (Australie, Nouvelle Zélande, Asie du sud-est, Sri-Lanka, Afrique du Sud, Brésil, Costa Rica, Mexique, Espagne, France, Italie, Allemagne et Royaume-Uni) font partie

du groupe (figure 67a). Les premières initiatives à avoir été mises en avant sont : l'évaluation de l'état des populations, le développement d'outils pour faciliter le suivi et la mise en place de stratégies de sensibilisation et d'éducation (figure 67b). Ces trois points pivots sont à la base de nos travaux de recherche. Ainsi, les acquis développés au cours de la thèse pourront être au service du groupe de spécialistes « bousiers » afin de développer une stratégie internationale pour la connaissance et la conservation du groupe et des écosystèmes dont il fait partie.

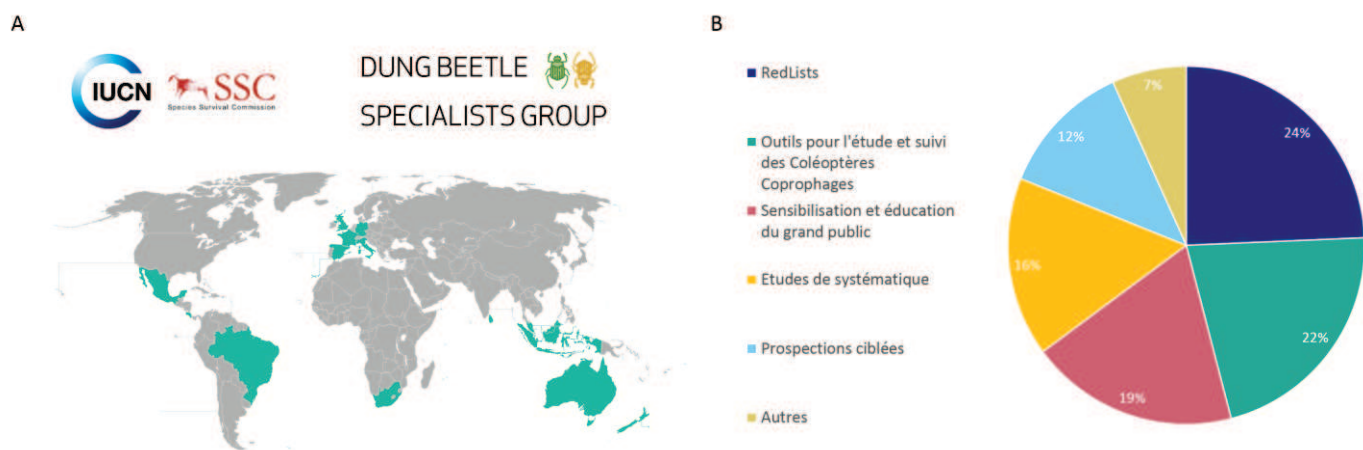


Figure 67: (A) Une carte montrant les pays où travaillent les spécialistes associés à la commission pour la survie des espèces (SSC) pour la conservation des Coléoptères Coprophages. (B) Les axes sur lesquels le groupe devrait se pencher en proportion du nombre de fois où ils ont été évoqués par les participants ; les catégories ont été créés à posteriori.

De plus, de nombreux spécialistes se sont prononcés en faveur de la construction d'un dialogue avec des acteurs clés dans la conservation des coléoptères coprophages : le monde agricole-pastoral (en milieu tempéré) et le monde forestier (en milieu tropical). En effet, il semble important que, au-delà des « spécialistes » de la biologie, de l'écologie ou encore de la conservation bousiers, tous les acteurs qui sont impliqués, de près ou de loin dans le maintien (ou déclin) des populations et de leurs écosystèmes, soient également investis. Ainsi, tous les maillons humains peuvent se coordonner et coopérer de façon à déclencher un changement réel au sein des socio-écosystèmes où se trouvent les coléoptères coprophages. ScaraB'Obs trouve ainsi un écho plus grand (figure 68) et permettra, sans doute, d'apporter des retours d'expérience aux initiatives internationales.

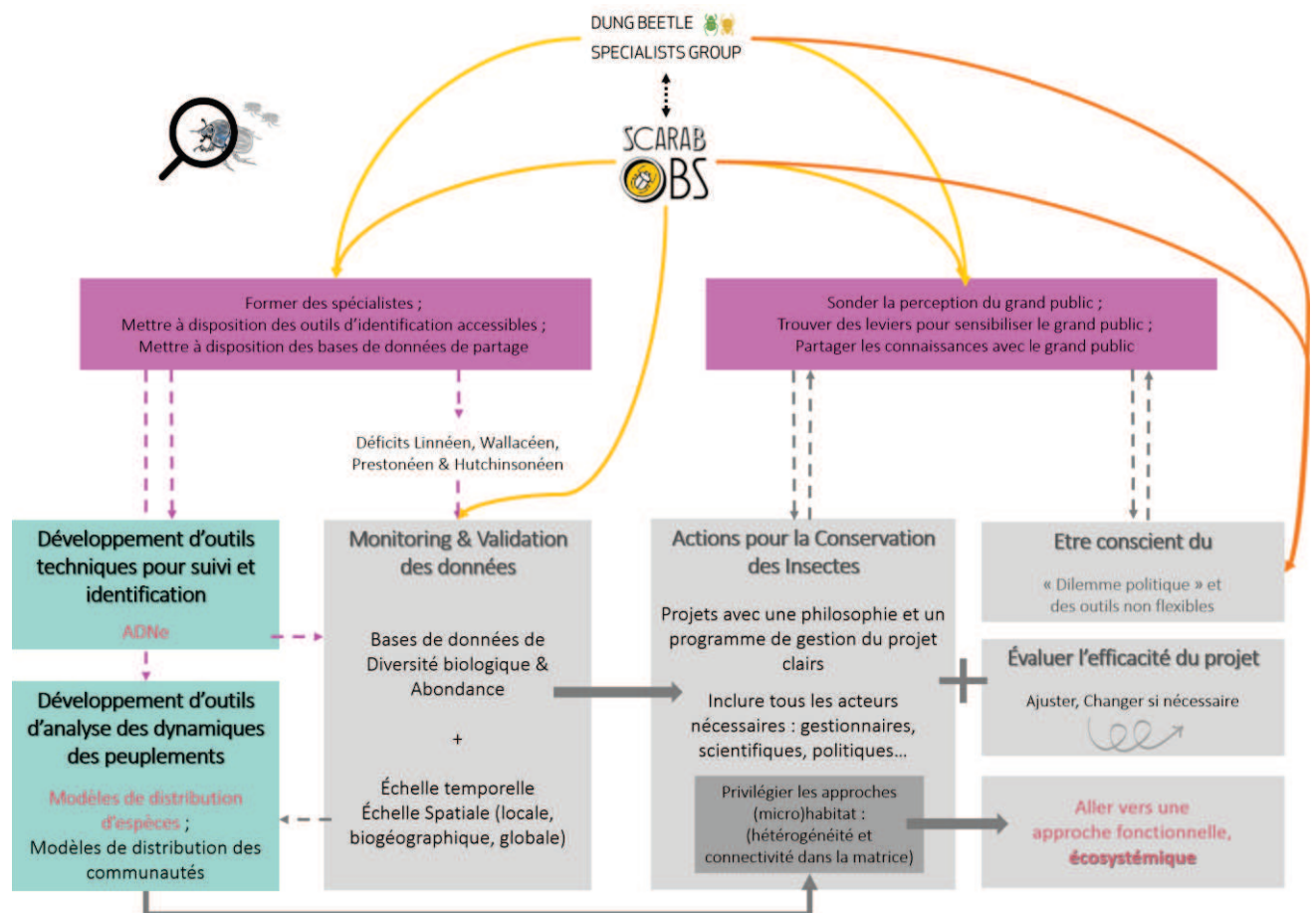


Figure 68 : Schéma représentant le cadre théorique proposé pour une conservation optimale de l'entomofaune ordinaire, ici, alimenté par les avancées techniques et sociétales proposées dans ce travail de recherche. Vecteurs : freepik.com via Flaticon.

4. Conservation en action et en transformation

Nous souhaitons revenir sur le cadre proposé pour une conservation idéale. Les outils moléculaires de détection (ADNe), ou encore les méthodes pour une bonne compréhension des dynamiques spatiales et temporelles des populations (SDM-PPM) sont des paris techniques et scientifiques sur lesquels nous misons pour dénouer le défi technique qui empêche l'étude, et donc la conservation de l'entomofaune ordinaire, illustrée ici par les coléoptères coprophages. Néanmoins, ces outils doivent être au service d'un cadre plus large qui vise, en effet, à conserver la biodiversité tout en prenant en compte les aspects sociétaux qu'une telle démarche mobilise, directement ou indirectement.

La conservation ne peut pas se faire sans les personnes ; la conservation est faite des choix, et cela doit rester au pluriel. Un pluriel de formes, de méthodes, d'approches et de disciplines. Dans notre cas d'étude, les coléoptères coprophages, cette conservation se

dessine au travers de la stratégie ScaraB'Obs, qui s'attaque à des points essentiels de tout programme de conservation (figure 68). Mais cette stratégie n'est pas déconnectée car elle fait appel aux acteurs de la conservation, à des échelles nationales et internationales, de façon à disséminer une vision dans laquelle même la biodiversité cryptique, la biodiversité obscure, la petite biodiversité, la biodiversité « qui pue », la biodiversité qui nous fait du bien malgré nous... est pensée dans son ensemble, considérée et protégée.

Si cette stratégie est dans une lancée positive, nous pourrions lui reprocher d'être, encore, trop espèces-centrée. Certes, plusieurs espèces forment une communauté, dans notre cas cette communauté est également synonyme de fonctions écologiques. Mais qu'en est-il des mouches, staphylins, champignons, vers de terre, plantes et autres taxons associés à la « bouse » !? En France, différents écosystèmes sont pastoraux... dans le monde plus encore. À quand cette considération du système ? À quand la conservation des systèmes, qu'ils hébergent ou non du charismatique ? À quand une conservation du vivant avec tous ses maillons et ses interactions ? L'enjeu sociétal qui mènera vers ce changement de paradigme est urgent et nous continuerons à apporter des réponses quant aux façons de lever les verrous qui empêchent la conservation de l'entomofaune, la conservation de l'ordinaire.

Conclusion Générale

A) Une vision sceptique

Plus de 150 ans depuis les textes fondateurs inspirant les mouvements conversationnistes *Man and Nature* de George Perkins Marsh, 100 ans depuis les premières listes rouges d'espèces en danger, 33 ans depuis l'article fondateur des sciences de la conservation, 26 ans après le sommet de Rio et le lancement de la Directive Habitat... à quelques mois de la fin de la *Décennie pour la biodiversité* et 41 892 articles publiés depuis 1900⁶⁹ comportant les termes « conservation » et « biodiversity », où en sommes-nous dans la lutte contre le déclin de la biodiversité ?

Sans être dans un climat de morosité, nous sommes loin de la « non perte nette en espèces » stipulée par les objectifs de Aichi, à atteindre pour 2020. Il y a un goût d'échec dans la plume d'écologues et penseurs des sciences humaines et sociales (Serres 1990 ; Terrasson 1994 ; Ramade 1999 ; Butchart *et al.* 2010 ; Steffen *et al.* 2015 ; Maris 2016 ; Johnson *et al.* 2017).

Nous pourrions chercher des explications à cet « échec » du côté des défis scientifiques et techniques que soulève la crise actuelle. Est-ce le manque d'outils d'inventaire ? Le manque de données ? Le manque d'évaluations ? Le manque de lois ? Le manque d'espaces naturels protégés ? Le manque de stratégies ? Le manque d'experts dans les laboratoires et les instances de conservation ? Oui, il y a des biais dans la pratique de la conservation, mais il ne peut s'agir d'un problème d'écologues et praticiens de la conservation. À une époque où les technologies (moléculaires, d'analyse de données, en communication...) n'ont jamais été aussi développées, à une époque où nous n'avons jamais autant percé les mystères de la vie et sa richesse, nous constatons que nous n'avons jamais autant bouleversé la planète (Hinchliffe 2007 ; Mathevet 2012). Le savoir ne suffit visiblement pas (Prévot & Fleury 2017). Est-ce donc un manque d'envie de conserver la biodiversité ?

Les sciences de la conservation ont pour objectif de maintenir un maximum de biodiversité et, comme la médecine de guerre, cette discipline se bat pour la sauvegarde des blessés (Soulé 1985). Ainsi toutes les initiatives locales, toutes les recherches (mono ou

⁶⁹ Nombre de publications listées dans la base de données *Web of science* site web : http://apps.webofknowledge.com/WOS_GeneralSearch_input.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&SID=F5lvhqlyqgKa9Uw1sdJ&preferencesSaved=

pluridisciplinaires), toutes les actions de protection contribuent à l'orchestration de la préservation de la vie, dont l'humanité. Cependant, noyés comme nous le sommes dans la cacophonie d'un quotidien centré sur une meilleure vie pour *Homo sapiens* et ses « vraies » préoccupations (emploi, sécurité, croissance), le modèle de préservation de la biodiversité nécessaire à la réduction de ces « vrais » problèmes nous est inaudible et ne peut montrer la voie vers un terrain d'entente où nature et culture ne feraient qu'un, pour le plus grand bien de tous (Prévot & Fleury 2017 ; Van Praët *et al.* 2017). Cet anthropocentrisme a été pointé comme la principale barrière au partage de la planète avec nos « colocataires planétaires », les non-humains (Derrida 2002 ; Hinchliffe 2007 ; Næss 2008 ; Larrère & Larrère 2015 ; Maris 2016 ; Bimbenet 2017).

Dans ce qui est un requiem dissonant pour la biodiversité, la conservation des insectes n'est peut-être qu'une métaphore de ces non-humains, si dissemblables, avec qui nous devons cohabiter. Protéger des insectes serait peut-être bien ce qu'il y a de plus dur à accepter, l'objectif le plus difficile à atteindre en termes de conservation dans notre contexte anthropocentré. Car notre impossibilité à considérer ce « monstrueusement autre » (l'altérité de Derrida (2002)) n'est peut-être qu'un symptôme de notre société non-empathique envers l'étranger, le différent, un archétype du déni de valeur de ces formes trop différentes des nôtres (Derrida 2002 ; Morton 2010 ; Lockwood 2013).

Destruction massive des habitats, pollution et utilisation massive de biocides, développement industriel effréné, croissance exponentielle de la population (Robbins *et al.* 2010 ; Steffen *et al.* 2015 ; Maxwell *et al.* 2016)... c'est ça la cause du déclin de la biodiversité, et en sourdine son chef : l'humain. Où est-ce que ça nous laisse dans notre quête pour la conservation de l'entomofaune et de ses écosystèmes ?

Le déclin actuel est la faute de notre mode de vie. Quelque part, au fond, la théorie, les solutions proposées et la volonté affichée ne percolent pas dans le quotidien, sur le terrain (Terrasson 1991 ; Cadotte *et al.* 2017 ; Toomey *et al.* 2017 ; Godet & Devictor 2018) ; s'accommodant même de pratiques particulièrement perverses comme le greenwashing (Siano *et al.* 2017) ou le lobbying (Fredriksson *et al.* 2007 ; López-Bao *et al.* 2017). Pourquoi se contraindre si la nature est une ressource dissociée dans laquelle nous pouvons puiser (Serres 1990 ; Obadia 2017) ? Pourquoi se contraindre si, par exemple encore en Europe, nous pouvons sereinement manger, boire, s'abriter sans se poser (trop) de questions (Morin 2017) ?

Vivre c'est consommer de la ressource, en distribuer, se reproduire, mourir. Ces actions ne sont pas exclusives à *Homo sapiens*. Mais nous consommons plus que des baies, de la matière organique en décomposition, des insectes ou des oisillons ! La cause est, sans appel, la façon dont nous consommons, en masse, à long terme et à grande échelle, la ressource. Cette consommation toujours croissante nous pousse à détruire les habitats, anthropiser chaque espace, laisser des traces toxiques dans l'environnement, faire décliner des populations sauvages et aller jusqu'à bouleverser les taux d'ozone, de dioxyde de carbone, d'azote (entre autres molécules) dans notre atmosphère (Serres 1990 ; Robbins *et al.* 2010 ; Steffen *et al.* 2015). Bien qu'il y ait des initiatives pour contrer cette destruction implacable, nous ne pouvons pas nous empêcher de consommer et d'impacter de façon démesurée. Ainsi, paradoxalement, la COP 21 a fini avec un bilan Carbone de 43 000 tonnes équivalent CO₂, c'est-à-dire 15 500 vols Aller/Retour Paris-New York⁷⁰. Même en écrivant ces « nobles mots » sur la préservation des invertébrés, nous avons un bilan Carbone qui doit dépasser les 27,5 tonnes en comptant les déplacements internationaux, l'envoi de courriels, le stockage de données dans des serveurs divers, l'achat de matériel informatique composé de terres rares et les dizaines de litres de thé provenant d'Asie consommés pendant 3 ans. L'empreinte sur les cycles biochimiques dans lesquels notre espèce s'intègre est donc disproportionnée par rapport aux autres espèces. Comment sommes-nous arrivés à ce point ?

Certains auteurs ont signalé l'avènement de l'industrialisation et l'imposition d'un modèle de croissance et marchandisation (Robbins *et al.* 2010 ; Van Praët *et al.* 2017). Mais ce qui est véritablement sous-entendu, est le rapport que nous avons avec la Nature, un rapport « soumission, possession et exploitation » exporté avec l'occidentalisation (Terrasson 1991 ; Obadia 2017 ; Van Praët *et al.* 2017). Ainsi, la clé vers une conservation généralisée de la biodiversité résiderait dans un changement de regard vers la Nature, détrôner l'humain de sa place « centrale dans le monde », aller au-delà de l'anthropocentrisme (Hinchcliffe 2007 ; Larrère & Larrère 2015 ; Renouard 2017 ; Van Praët *et al.* 2017). Un changement qui se ferait pour le plus grand bien du « monstrueusement autre » dont nos insectes font partie.

Alors, quels chemins entreprendre pour amener ce changement ? Plusieurs auteurs pointent l'éducation à l'environnement comme une voie possible (Terrasson 1991 ; Tohmé & Tohmé 1991 ; Coquidé 2015 ; Lange 2015). Pourtant l'éducation à l'environnement, ou faut-il dire

⁷⁰ Duguet 2016 : dans 43.000 tonnes de CO₂, c'est le bilan carbone de la COP 21 <http://www.europe1.fr/international/43000-tonnes-de-co2-cest-le-bilan-carbone-de-la-cop-21-2713456> consulté le 04/08/2018

plutôt au développement durable dans le cadre de l'enseignement scolaire français, ne fait que reconforter notre place à l'écart de la nature, conforter nos modèles économiques actuels, visant croissance « verte » et développement industriel et commercial (Terrasson 1991 ; Matagne 2013). En effet, Matagne (2013), dénonce une éducation au développement durable (EDD) qui prône non pas la préservation de l'environnement, mais le modèle économique de croissance et de développement. Il interroge ainsi notre capacité (et envie) à former les générations futures à porter un changement de paradigme. Même si ce discours peut être nuancé (Lange 2015), d'autres auteurs ont également souligné une non-volonté de voir la perte de la biodiversité comme un problème intimement lié aux autres, une non-volonté de changer de modèle (Morin 2017 ; Prévot & Fleury 2017).

Néanmoins, l'EDD reste un espace pour inculquer le respect de l'autre (le vivre ensemble entre humains et non-humains) et le respect de l'environnement (Coquidé 2015). Mais nous pouvons nous demander jusqu'à *quel autre* et à *quel environnement* : autant mon voisin que les habitants des îles Kiribati, bientôt submergées par les eaux ? Autant les zones humides et tourbières que la grande barrière de corail ? Autant la forêt de bambous chinoise à Pandas que les plateaux riches en palmiers endémiques et en or de Guyane ? Autant l'aigle de Bonelli que le caccobie de Schreber ?

Nous voilà donc de retour au problème de l'empathie qui serait en filigrane de ce rapport de l'humain à la Nature. Si nous compatissions avec ce qui est ordinaire, avec ce qui semble différent voire même insaisissable, le déclin des espèces communes ne serait pas aussi exacerbé (Larrère & Larrère 2015 ; Hallmann *et al.* 2017 ; STOC 2017⁷¹). L'empathie vers des formes non charismatiques, « non utiles » (avez-vous déjà versé une larme lorsque quelqu'un écrase un staphylin ?) est difficile comme nous l'avons pu mesurer dans nos travaux. Puis, si même les animaux les plus charismatiques de la planète ne sont pas exempts de la crise d'extinction actuelle (Courchamp *et al.* 2018), que pourrions-nous espérer vis-à-vis des espèces dont la présence semble éternelle ? Qu'en sera-t-il des grands ensembles de diversité invisibles, avec qui nous n'avons pas créé de liens ? Qu'en sera-t-il des « rampants », « désagréables », « moches » et « nuisibles » ? Car cette biodiversité ordinaire, cette « sous nature » (Terrasson 1991) loin des projecteurs s'éteint sans faire de bruit...

⁷¹ La synthèse 2017 du Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC), piloté par le MNHN, a été largement relayée par la presse : https://www.lemonde.fr/biodiversite/article/2018/03/20/les-oiseaux-disparaissent-des-campagnes-francaises-a-une-vitesse-vertigineuse_5273420_1652692.html#t2FpvxxMch0j3baM.99

Quoi que peut-être de moins de moins (figure 69). Est-ce un peu de lumière au fond du tunnel ?



Fireflies, like these in a forest in the Netherlands, have disappeared from some areas in North America and Europe where they were once abundant. PAUL VAN HOOF/MINDEN PICTURES

SHARE Where have all the insects gone?
By Gretchen Vogel | May. 10, 2017, 9:00 AM

Science

Science

M Planète

PLANÈTE Contaminations Climat Énergies Biodiversité Santé-environnement Agriculture & Alim


ARTICLE SÉLECTIONNÉ DANS LA MATINALE DU 27/10/2017 > Découvrir l'application

Insectes : l'hécatombe invisible

Dans sa chronique, Audrey Garric, journaliste au service Planète, rappelle que la préservation de ces êtres à six pattes devrait être une priorité absolue. Il n'en est rien.

LE MONDE | 28.10.2017 à 06h40 • Mis à jour le 28.10.2017 à 09h48 | Par Audrey Garric (journaliste au service Planète)

Abonnez vous à partir de 1 € Réagir Ajouter Partager (3 186) Tweeter



M Biodiversité

PLANÈTE BIODIVERSITÉ

ARTICLE SÉLECTIONNÉ DANS LA MATINALE DU 18/10/2017 > Découvrir l'application

En trente ans, près de 80 % des insectes auraient disparu en Europe

Ce déclin catastrophique est dû à l'intensification des pratiques agricoles et au recours aux pesticides. Il menace la chaîne alimentaire.

LE MONDE | 18.10.2017 à 20h01 • Mis à jour le 19.10.2017 à 07h56 | Par Stéphane Foucart

Abonnez vous à partir de 1 € Réagir Ajouter Partager (38 849) Tweeter



Figure 69 : Extraits de la presse scientifique (Science 2017) et française (Le Monde 2017). Il s'agit d'une des premières fois où les insectes ont autant la « côte médiatique ». Les travaux de Hallman et al. (2017), ont suscité après publication beaucoup d'intérêt de la part de la presse. Dans cette étude, les auteurs estiment que les populations des insectes volants habitant dans des zones protégées allemandes ont réduit de 75 %. L'extrapolation à d'autres zones a été facilement réalisée.

B) Une attitude persévérante

Les dernières synthèses sur l'état de conservation de la biodiversité, l'état de santé de notre planète, sont affligeantes. Mais il y a également des contre-exemples qui affluent (Garnett *et al.* 2018) même dans l'étrange monde de la conservation des insectes. Un cas assez médiatisé ces dernières années est le programme de réintroduction du phasme de l'île australienne Lord Howe⁷² *Dryococelus australis* (Cleave & Tulloch 2015 ; Bower *et al.* 2018). Au-delà d'un maintien artificiel d'une espèce dont le nombre d'individus est inférieur à 50 et est présente dans une aire géographique extrêmement restreinte, le programme travaille dans la restauration écosystémique de l'île, bénéficiant ainsi d'autres espèces et visant une fonctionnalité à terme. Nous pouvons citer d'autres programmes de restauration d'habitats ayant pour visée des insectes et leur habitat (Odonata : Chovanec & Waringer 2001 ; Pollinisateurs : Forup *et al.* 2008 ; Curculionidae : Steiner *et al.* 2016) ou encore des « résurrections » telle celle du Satyre de St. François *Neonympha mitchelli ifrancisci* (Haddad 2018).

Ce n'est peut-être pas encore une norme, mais ces anecdotes positives sont informatives d'un relatif changement à petite échelle et nous ne sommes peut-être pas à l'abri d'une vague de changements. Le bilan peut donc être négatif, voire décevant, mais il ne faut certainement pas qu'il soit décourageant. Nous avons tous intérêt à continuer de nous battre pour amener un changement qui vise à une vision holistique, une vision empathique de toute forme de vie. Or, l'empathie est plus du domaine des sciences sociales que de l'écologie.

C'est pour cela que certains auteurs reprochent aux sciences de la conservation d'être bien trop « scientifiques » et trop portées sur les travaux en écologie (Maris 2016). Une science pluridisciplinaire mais dépourvue d'âme. Ils dénoncent également une simplification des concepts et des processus au point que nous serions incapables d'appréhender la complexité (Serres 1990 ; Morin 2005 ; Coquidé 2015). Pourtant, certaines initiatives de recherche-action pour la conservation de l'entomofaune et portées par des écologues semblent particulièrement intéressantes.

Dans un premier lieu, nous évoquerons la création de l'*Invertebrate Studies Institute*. Il s'agit d'un consortium étasunien d'associations naturalistes et d'instituts de recherche pour la

⁷² Un très beau film d'animation retrace ce travail d'élevage et réintroduction de cette espèce d'insectes en danger critique d'extinction : Sticky de Jill Rose (2013) visible sur <https://vimeo.com/76647062>

promotion de l'importance des invertébrés (importance écologique, fonctionnelle et utilitaire) et pour l'appréciation de ces êtres vivants (importance culturelle et esthétique), leur habitat et les sciences.

Dans un deuxième lieu il nous faut évoquer les derniers travaux de M.J. Samways, écologue et référent dans le champ de la conservation des insectes. En 2018, il publie en collaboration avec J. Simaika, un article-manifeste pour une approche plus « psychologique » de la conservation, notamment des invertébrés, qui sont facilement jugés négativement. Il va élargir cette réflexion d'une science manquante « d'humain » dans un chapitre d'ouvrage intitulé « Insect Conservation for the Twenty-First Century » (2018). Dans celui-ci, il incite les personnes concernées par la conservation de l'entomofaune à se pencher d'avantage sur les problématiques d'application de la science sur le terrain et à faire évoluer les politiques en travaillant main dans la main avec le « grand public », au travers des sciences participatives, à une échelle individuelle, puis par des changements sociétaux fondés sur une « psychologie de la conservation des insectes » et sur une « philosophie » d'empathie pour les autres êtres vivants sur Terre.

Bien qu'il soit le premier à exprimer cette pensée en ayant pour objectif la conservation de l'entomofaune, son appel fait écho à d'autres manifestes et visions plus larges qui pourraient nous faire espérer que nous allons dans le bon sens (Serres 1990 ; Mathevet 2012 ; Larrère & Larrère 2015 ; Maris 2016 ; Morin 2017 ; Prévot & Fleury 2017 ; Morin 2018). D'ailleurs, certaines de ces vont au-delà de la théorie et ont des applications de terrain.

Recréer ou connecter des espaces de nature dans les centres urbains de façon à ce qu'une grande partie de la population puisse retrouver ne serait-ce qu'un peu de nature dans son quotidien est un objectif concret et positif (Dunn *et al.* 2006 ; Arrif *et al.* 2011 ; Skandrani 2017). Néanmoins, les bénéfices de cette nature nécessitent une exposition prolongée à celle-ci (Shanahan *et al.* 2016). De ce fait, certains auteurs plaident pour un réaménagement des zones urbaines pour que la nature soit plus proche de tous ces habitants (Dunn *et al.* 2006 ; McDonnell & MacGregor-Fors 2016). Parmi les habitants de la ville, les enfants constituent certainement un enjeu majeur en termes de changement de la société via la reconnexion à la nature. L'ouvrage coordonné par Kahn et Kellert (2002) « Children and Nature » et la publication récente de Freeman et van Heezik (2018) « Children, Nature and Cities: Rethinking the Connections » en sont des témoignages forts. C'est d'ailleurs pour cela que certains auteurs encouragent à réaménager et à repenser l'espace vis-à-vis des besoins

des enfants et du lien qu'ils doivent pouvoir entretenir avec la nature (Faber Taylor *et al.* 1998 ; Lerstrup & van den Bosch 2017 ; Chawla 2017).

« L'extinction de l'expérience de biodiversité », et notamment durant l'enfance, est l'une des principales menaces concernant l'intérêt, l'émerveillement ou encore l'empathie et l'engagement envers la nature et les insectes (Cheesman & Key 2007 ; Meinard & Quétier 2013). C'est pour cela que l'éducation à l'environnement, à qui l'on reproche parfois une potentielle politisation et une simplification du propos (Cheesman & Key 2007 ; Matagne 2013 ; Coquidé 2015 ; Coquidé 2017), est nécessaire à la compréhension des systèmes. Il s'agit également d'un moment privilégié pour faire prendre conscience de la sensibilité des êtres vivants (et donc créer des sentiments d'empathie) (Lockwood 1988) et permettre des moments d'émerveillement (Lockwood 2013 ; Coquidé 2015 ; Chawla 2017). En d'autres termes, c'est une éducation indispensable à la constitution d'une génération future prête à mener un véritable changement pour lutter contre la crise actuelle. Sachant que la cause n'est pas perdue pour les générations d'aujourd'hui qui sont également invitées à apprendre par des dispositifs « classiques » (médiation scientifique, balades commentées...) ou encore à se sensibiliser à et par la nature de façon directe (Cottureau 2017).

Remettre les émotions dans les cadres éducatifs (au sens large, même de construction personnelle), développer l'empathie et la compréhension de la place de l'humain (une espèce comme une autre) seront sans doute les vrais défis de la conservation de la biodiversité, de ce qui est ordinaire, de ce qui est trop différent de nous (Næss 2008 ; Morin 2018). Il n'est plus possible de continuer à mettre les praticiens de la nature dans un cercle extérieur ; une vision holistique de la gestion des ressources pour la protection des ensembles doit se faire avec tous les membres de la société. Et si cela peut être vu comme un éco-autoritarisme (Robbins *et al.* 2010) c'est peut-être car l'on pense encore que l'humain n'est pas nature, que l'humain est dissocié du reste, perception qui, fondamentalement, doit être combattue. Non pas par la force, mais en s'adressant à l'émotion et à la sensibilité par l'expérience de biodiversité, l'expérience de l'interconnexion (Næss 2008 ; Simaika & Samways 2010 ; Lockwood 2013) qui doit mener naturellement à l'expérience de solidarité du vivant (Terrasson 1991 ; Mathevet 2012 ; Van Praët *et al.* 2017).

Ces « approches sensibles » ont d'autant plus d'importance que nous traversons une époque où les preuves scientifiques, ainsi que les informations en tous genres et les décisions politiques, sont contestées, parfois sous l'argument que les scientifiques ne savent pas plus ni mieux que d'autres personnes (Boon 2018 ; Rose 2018). Ainsi, dans une session spéciale

du 23^{ème} congrès international de biologie de la conservation (ICCB 2017), plusieurs conservationnistes encourageaient leurs pairs à se servir du *storytelling* comme une façon de communiquer la science d'une façon plus personnelle, plus touchante... *in fine*, qui fasse appel aux sentiments et à l'empathie.

Il y a néanmoins deux choses sur lesquelles nous souhaitons mettre en garde le lecteur. Si un appel pour une vision pluridisciplinaire, voire pluraliste (Larrère 1997 ; Maris 2016) de la conservation est fait, les sciences (entendues comme les « sciences dures ») ne doivent certainement pas être écartées, mais au contraire être associées plus étroitement aux sciences humaines. La communauté scientifique a une responsabilité éthique de « lanceur d'alerte » et de contribution à la gouvernance mondiale (Van Praët *et al.* 2017). Cette responsabilité doit aller de pair avec la diffusion de connaissances non déformées : il ne faut surtout pas sombrer dans les fausses informations, les discours dépourvus d'information. Ces pratiques sont un gage de crédibilité auprès du « grand public » et permettent de fonder des collaborations utiles (et nécessaires) entre la communauté scientifique et la société (Lubchenco 2017 ; Peh 2018).

L'empathie est donc le problème et la solution de notre crise. Le jour où nous cohabiterons comme une communauté du vivant, avec un pied d'égalité entre humains et non-humains (Larrère 1997 ; Hinchliffe 2007 ; Mathevet 2012 ; Larrère & Larrère 2015), nous aurons trouvé l'équilibre pour lequel nous continuons à nous battre. Nous devons d'ailleurs rester optimistes car cette empathie réside en nous tous (Verbeek & Wall 2002 ; Kellert 2012) ; elle doit juste, peut-être, être cultivée voire ravivée (Kellert 2012).

C'est d'ailleurs le fond du message du Pape François dans son texte *Laudato si* (2016). Dans celui-ci, le Pape prône un décentrement de nos préoccupations vers l'autre, humain et non-humain ; il parle d'une solidarité entre les unités du vivant. Ce texte est révolutionnaire dans notre culture judéo-chrétienne occidentale, qui a toujours mis l'humain au premier plan et a décrit la Nature comme source de ressources, une force à dominer (Obadia 2017). *Laudato si* a eu des répercussions fortes dans les sphères catholiques à l'échelle mondiale, car il a encouragé de nombreuses démarches pro-conservationnistes dans plusieurs congrégations (Renouard 2017). Un message d'empathie envers le vivant écouté par des milliers de personnes dans le monde est un symbole d'optimisme et un signe que notre société est peut-être en train de muter. Le changement doit venir de différents groupes (spirituels, scientifiques, ...) avec leurs différentes visions du monde, il sera ainsi plus fort et universel (Næss 2008).

En 1968, devant une assemblée de l'UICN Baba Dioum disait « *In the end we will conserve only what we love, we will love only what we understand, and we will understand only what we are taught* ». Bien que certains aient critiqué cette phrase, au regard de nos travaux elle nous semble cruciale. Terrasson (1988) dira que « connaître pour aimer [...] c'est la charrue avant les bœufs ». Mais, bien qu'il puisse être légitime de vouloir explorer le « ré-enchantement de la Nature » (Méda 2017), certains rapports à la nature ne sont pas des coups de foudre et ceci est particulièrement vrai pour l'ordinaire et le mal-aimé, dont nos insectes font encore partie (Simaika & Samways 2010 ; Lockwood 2013 ; Simaika & Samways 2018).

En tant que chercheurs dans les sciences de la conservation travaillant sur des « groupes obscurs⁷³ », nous nous devons de les faire exister, de les faire voir et de les faire comprendre (Lockwood 1988 ; Samways 2018). Cela peut commencer par la science du vivant, mais nous souhaitons qu'elle s'associe étroitement et systématiquement à d'autres sciences comme la psychologie, la philosophie, l'anthropologie, la sociologie, les sciences politiques... pour des sciences de la conservation qui visent à répondre aux questions complexes (Mathieu *et al.* 1997 ; Barbault 2006 ; Næss 2008 ; Samways 2018).

En tant qu'habitant de cette planète et en tant « qu'espèce morale » nous avons des responsabilités envers les non-humains (Maris 2016 ; Bimbenet 2017). Ces responsabilités sont de les considérer et de les respecter. Nous avons cette capacité en nous (Kellert 2012), il suffit de l'exprimer et de la partager avec nos semblables. Ainsi, peut-être, un jour, les insectes seront aimés et protégés au-delà du cercle étroit des « creepy crawlies⁷⁴ lovers », et toute forme de vie, de la plus semblable à l'humain à la plus différente, sera prise en compte dans nos esprits et dans nos politiques de préservation de la biodiversité.

⁷³ Référence au texte de Collins & Wells (1986) justifiant le choix des espèces à protéger, au travers de la Convention de Berne, par rapport aux autres, « obscures ».

⁷⁴ Creepy crawlies était une série télévisée anglaise des années 80 qui mettait en scène des invertébrés divers habitant un jardin. En français creepy crawlies se traduit littéralement par « rampants effrayants ».

Glossaire

ADN : ADN est l'abréviation pour *acide désoxyribonucléique*. Il désigne une macromolécule formée de nucléotides (A, T, G, C) à la base de l'hérédité et qui est présente dans chaque cellule eucaryotes, procaryotes et même chez certains virus.

Anthropocène : Faisant littéralement référence « l'âge de l'Homme », ce terme a été employé pour la première fois dans les années 60 (reprise ensuite par Paul Crutzen en 2002, Prix Nobel de chimie) pour désigner l'ère géologique actuelle. Cette nouvelle ère se caractériserait par l'impact significatif de l'empreinte de l'humain sur la planète.

ARN : ARN est l'abréviation pour *acide ribonucléique*. Les ARN sont issus de la transcription de l'ADN par une enzyme (l'ARN polymérase) qui recopie en quelque sorte la séquence. L'ARN ribosomique (ARNr) est le constituant principal des ribosomes et est codé par des gènes appelés ADNr 16S. Leur séquence est très utilisée en phylogénie pour reconstruire l'histoire évolutive des organismes dans la mesure où sa vitesse d'évolution relativement lente permet d'établir des divergences génétiques anciennes.

Arthropode : Embranchement du règne animal comprenant tous les animaux des milieux aquatique, terrestre et aérien, invertébrés à pattes articulées et dont le corps est formé de segments (ou anneaux). On distingue cinq groupes principaux : les arachnides, les crustacés, les insectes, les myriapodes et les trilobites. Il constitue 80 % des espèces connues.

Biodiversité : Diversité des systèmes écologiques, depuis les populations (diversité génétique) jusqu'aux écosystèmes (diversité écosystémique), en passant par les communautés en réseau d'espèces (diversité spécifique). Selon une autre acception, plus fonctionnelle : ensemble d'organismes vivants présents dans une certaine aire géographique, un certain habitat.

Communauté : Au sens strict, la communauté est assimilée au concept de biocénose (voir *Écosystème*), c'est-à-dire un assemblage de population d'espèces différentes coexistant dans un même écosystème. Néanmoins ce terme est parfois utilisé pour désigner une sous-partie structurale ou fonctionnelle de la biocénose ; l'on peut ainsi trouver des notions comme la « communauté de poissons » ou « communauté de saprophages ». Cette deuxième définition est plus proche des notions *Peuplement* ou *Guilde*, ou encore du terme *Assemblage d'espèces*.

Conservation (de la Nature) : Protection contre la dégradation ou la destruction de toute entité écologique dont il est souhaitable d'éviter la perte. A différence du *Protectionnisme*, la conservation prône une vision où activités humaines et protection de la nature vont de pair et il n'est pas nécessaire d'extraire l'humain pour préserver le vivant.

Cryptique (espèce) : Espèces génétiquement distinctes et isolées d'un point de vue reproductif mais qui ont des différences morphologiques mineures et ont, en conséquence,

été classées et regroupées en une seule espèce. Se dit aussi d'espèces qui sont difficiles à voir ou à trouver.

Déficit Hutchinsonéen (Hutchinsonian Shortfall) : Ce déficit désigne la méconnaissance de la biologie et des fonctions associées aux espèces, ce qui empêche de comprendre des changements dans les écosystèmes. Ce terme fait référence au travail de George E. Hutchinson (1903-1991) sur le concept de niche écologique et la façon dont les ressources limitent la distribution et l'abondance des espèces.

Déficit Linnéen (Linnean Shortfall) : Fait allusion au déficit de connaissances quant à la connaissance et description des espèces sur Terre. Il s'agit d'une mise en lumière de la diversité encore à découvrir, décrire et cataloguer. Le terme fait référence au scientifique Carl Linnaeus (1707-1778), qui a jeté les bases de la taxonomie moderne au XVIII^{ème} siècle.

Déficit Prestonéen (Prestonian Shortfall) : Désigne le manque de données spatiales et temporelles sur les abondances des populations, notamment à grande échelle. Le terme fait référence à l'œuvre de Frank W. Preston (1896-1989) sur la banalité et/ou la rareté des espèces et leurs changements dans l'espace et le temps.

Déficit Wallacéen (Wallacean Shortfall) : fait référence à notre connaissance inadéquate des distributions des espèces à toutes les échelles possibles. Ce terme est une référence à Alfred R. Wallace (1823-1913), qui a étudié les modèles et les processus dans la répartition géographique des espèces.

Ecologie : Science étudiant les interactions entre les êtres vivants, et entre eux leur milieu.

Écosystème : Unité écologique en laquelle peuvent se réduire tous les systèmes écologiques. Elle ne constitue pas une identité figée mais une structure biologique en structuration perpétuelle. L'écosystème est formé par deux composantes : le biotope (environnement physico-chimique et abiotique dans un lieu donné) et la biocénose (ensemble des êtres vivants vivant et interagissant dans le biotope).

Espèce : unité taxonomique fondamentale dans la classification du monde vivant. Une espèce est constituée d'un ensemble d'individus vivant dans un même espace géographique et pouvant se reproduire entre eux (et seulement entre eux), tout en donnant lieu à une progéniture fertile.

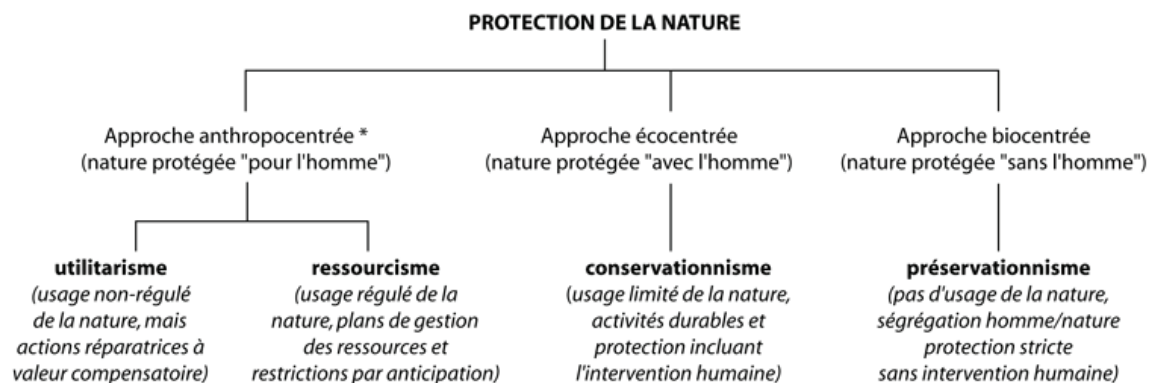
Éthiques en Conservation : La conservation de la biodiversité sous-entend un engagement, un système de valeurs que l'on défend. En effet, le concept de biodiversité dépasse le cadre strict des sciences biologiques, qui l'ont créé, et affecte la vie sociale. Les débats éthiques ont mis à la lumière du jour diverses approches de la nature :

Anthropocentrée : L'Anthropocentrisme est une considération morale exclusive aux seuls êtres humains. La conservation de la nature se fait pour protéger l'humain, pour maintenir son mode de vie.

Biocentrée : Différentes théories morales proposent d'inclure l'ensemble des êtres vivants dans la sphère des individus méritant une considération morale directe. On parle alors de biocentrisme. Dans ce cas, la nature a un bien propre qu'il est possible de promouvoir ou d'entraver par nos actions, et qui devrait donc nous imposer certaines obligations morales. Dans cette approche on protège la Nature de l'humain ; on va même vers l'exclusion de l'humain pour sa préservation.

Écocentrée : L'écocentrisme prône une conservation holistique, qui inclut humains, nature et ses relations. L'écocentrisme met l'accent sur l'interconnexion des formes de vie au sein d'un tout complexe et harmonieux. Poussant cette logique à l'extrême, l'écologie profonde considère que les espèces et leurs habitats, en plus de leur valeur pour l'humain et de leur valeur en tant qu'éléments essentiels d'un tout, ont une valeur dite « intrinsèque », c'est-à-dire inhérente, par elles-mêmes et pour elles-mêmes.

Comme la figure suivante l'illustre, de ces approches découlent d'autres visions plus fines mais héritant de leurs parents les grandes lignes éthiques.



* d'autres variantes sont possibles, selon que l'utilité de la nature pour l'homme est estimée étroitement sur les seules bases économiques permettant le maintien de la fourniture en ressources naturelles pour la production, ou inclut plus largement les conditions sociales du bien-être liées à la nature (ex: esthétique, paysages).

© S. DEPRAZ 2013 pour Géoconfluences

Figure : Approches éthiques de la conservation de la Nature.

Fonctions écologiques : Ensemble de processus et de structures écologiques (populations, interactions, ...) qui contribuent au fonctionnement d'un écosystème. Selon une vision utilitariste, une fonction peut également représenter le potentiel qu'à un écosystème à délivrer un service.

Guilde : Ensemble d'espèces proches au plan écologique et fonctionnel, occupant un même habitat. Exemples : guilde des poissons « herbivores » d'un récif corallien ; guilde des passereaux insectivores d'une forêt.

Habitat : zone ayant les mêmes caractéristiques abiotiques et biotiques, à ne pas confondre avec la notion de biotope (voir *Écosystème*). L'Habitat correspond au lieu où vit une population d'une espèce donnée au sein d'un environnement large.

Macrohabitat : habitat d'espèces qui vivent dans des biotopes homogènes et sont, de ce fait, très étendus. Exemple : une steppe.

Microhabitat : habitat particulièrement réduit dans lequel une espèce s'épanouit.
Exemple : une bouse.

Hexapoda : Les Hexapodes (Hexapoda) constituent un sous-embranchement qui regroupe principalement les insectes et d'autres arthropodes à trois paires de pattes : les protoures, diploures et collemboles, considérés par les classifications plus anciennes comme des ordres de la classe des insectes, et qui constituent à eux trois la classe des Entognathes.

Insecta : Les insectes (Insecta) sont une classe d'animaux invertébrés de l'embranchement des arthropodes et du sous-embranchement des hexapodes. Ils sont caractérisés par un corps segmenté en trois tagmes (tête possédant des pièces buccales externes, une paire d'antennes et au moins une paire d'yeux composés ; thorax pourvu de trois paires de pattes articulées et deux paires d'ailes plus ou moins modifiées ; abdomen dépourvu d'appendices) protégés par une cuticule formant un exosquelette composé de chitine et pourvu de trachées respiratoires.

Invertébré : Terme descriptif et sans valeur taxonomique, au sein de la classification du vivant, désignant tout animal dépourvu de colonne vertébrale, et d'os en général. Les invertébrés forment ainsi un groupe paraphylétique, ce qui veut dire qu'il ne rassemble pas tous les descendants d'une espèce souche qu'il contient.

Naturaliste : Personne pratiquant les sciences naturelles comme professionnel ou amateur.

PCR : PCR est l'acronyme anglais de "Polymerase Chain Reaction" ou réaction de polymérisation en chaîne. Elle permet une amplification (appelée aussi réplique) d'un fragment donné d'ADN grâce à une réaction enzymatique.

Peuplement (Assemblage) : ensemble de populations d'espèces appartenant souvent à un même groupe taxonomique ayant une écologie semblable et occupant un même habitat. Ces peuplements peuvent être divisés en sous-unités fonctionnelles appelées guildes.

Population : Ensemble d'individus appartenant à la même espèce et occupant une même fraction de biotope leur permettant d'établir un brassage génétique, lors de la reproduction, entre eux. Il en va de même pour les populations proches.

Préservation (de la Nature) : ensemble des mesures réglementaires et actions destinées à protéger la biodiversité, et de façon plus large l'environnement, de l'humain.

Protection (de la Nature) : Cette action a pour objet d'assurer la conservation de la diversité biologique. Dans sa définition à l'anglaise, la protection désigne une démarche visant à une stricte conservation des milieux, évitant si possible, toute utilisation ou intervention humaine.

Service écosystémique : Par analogie avec les services économiques rendus aux sociétés par des agents humains, activité d'un groupe d'espèces ou d'un écosystème bénéfique aux sociétés humaines.

Bibliographie

- Abadie JC. 2008. La nature ordinaire face aux pressions humaines : le cas des plantes communes. Thèse. Museum National d'Histoire Naturelle. 216 p.
- Adriaens T, San Martin y Gomez G, Bogaert J, Crevecoeur L, Beuckx JP, Maes D. 2015. Testing the applicability of regional IUCN Red List criteria on ladybirds (Coleoptera, Coccinellidae) in Flanders (north Belgium): Opportunities for conservation. *Insect Conservation and Diversity* 8. 404–417.
- Agnoletti M. 2017. La perception des personnes psychologie des premières rencontres (Psycho sup psychologie sociale). Malakoff: Dunod.
- Aguilar d' J. 2006. Histoire de l'entomologie (Les références du naturaliste). Paris: Delachaux et Niestlé. 224 p.
- Aguirre-Gutiérrez J, Carvalheiro LG, Polce C, Loon van EE, Raes N, Reemer M, Biesmeijer JC. 2013. Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria - Dutch Hoverflies as a Case Study. *PLoS One*, 8. 1-11.
- Albert C, Luque GM, Courchamp F. 2018. The twenty most charismatic species. *Animal Conservation*, Submitted. 1–12.
- Almedia A, Fernandez B, Silva T. 2017. Changing Negative Perceptions of Animals through Teaching Practice: a Research in Primary Education. *Journal of Baltic Science Education*. 446–458.
- Arlettaz R, Schaub M, Fournier J, Reichlin TS, Sierro A, Watson JEM, Braunisch V. 2010. From Publications to Public Actions: When Conservation Biologists Bridge the Gap between Research and Implementation. *BioScience* 60:835–842.
- Arnould J. 2014. Religions, nature et conservation *DANS* Sciences de la Conservation. Gauthier-Clerc, Mesléard & Bondel (Ed.). De Boeck. 115-120.
- Arrif T, Blanc N, Clergeau P. 2011. Trame verte urbaine, un rapport Nature–Urbain entre géographie et écologie. *Cybergeo: European Journal of Geography*. [en ligne]
- Attal S. 2016. Influencer c'est la communication d'aujourd'hui. Paris: Maxima-Laurent du Mesnil éditeur. 139 p.
- Baddeley A. 2010. Analysing spatial point patterns in R. CSIRO and University of Western Australia.
- Baddeley A, Turner R, Rubak E. 2015. Getting started with spatstat Spatstat supports a very wide range of popular techniques for statistical analysis for spatial point. 810 p.
- Ballé M. 2001. Les modèles mentaux sociologie cognitive de l'entreprise (Logiques de gestion). Paris Budapest Torino: L'Harmattan.
- Barbault R. 2006. Chapitre 13 : La conservation et la gestion de la biodiversité : un défi pour l'interdisciplinarité *DANS* L'interdisciplinarité dans les sciences de la vie. JM. Legay (Ed.). Quae. 151–169.
- Barbet-Massin M, Jiguet F, Albert CH, Thuiller W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods Ecol. Evol.* 3, 327–338.
- Barnes AD, Emberson RM, Krell F. 2014. The Role of Species Traits in Mediating Functional Recovery during Matrix Restoration. *PloS one* 9. 1–19.
- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Mersey B, Ferrer EA. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471. 51–57.
- Barua M, Gurdak DJ, Ahmed RA, Tamuly J. 2012. Selecting flagships for invertebrate conservation. *Biodiversity and Conservation* 21. 1457–1476.
- Bateson P. 1991. Assesment of pain in animals. *Animal Behaviour* 42. 827–839.

- Batt S. 2009. Human attitudes towards animals in relation to species similarity to humans: A multivariate approach. *Bioscience Horizons* 2. 180–190.
- Beau R. 2015. Nature (Ordinaire) dans Dictionnaire de la pensée écologique. Bourg, D., & Papaux, A. (Eds). Quadrige. Dicos poche. Paris: PUF. 685-688.
- Béguin P, Cerf M. 2009. Dynamique des savoirs, dynamiques des changements. Collection Travail et Activité Humaine. Toulouse, FRA : Octarès Editions. 308 p.
- Beiroz W, Slade EM, Barlow J, Silveira JM, Louzada J, Sayer E. 2016. Dung beetle community dynamics in undisturbed tropical forests: implications for ecological evaluations of land-use change. *Insect Conservation and Diversity* 10. 94–106.
- Bekessy SA, Runge MC, Kusmanoff AM, Keith DA, Wintle BA. 2018. Ask Not What Nature Can Do for You: A Critique of Ecosystem Services as a Communication Strategy. *Biological Conservation*, 224. 71–74.
- Bennett NJ. 2016. Using perceptions as evidence to improve conservation and environmental management. *Conservation Biology* 30. 582–592.
- Bennett, NJ, Roth R, Klain SC, Chan KMA, Clark DA, Cullman G, Epstein G, Nelson MP, Stedman R, Teel TL, Thomas REW, Wyborn C, Curran D, Greenberg A, Sandlos J, Veríssimo D. 2017. Mainstreaming the social sciences in conservation. *Conservation Biology* 31(1). 56–66.
- Bensettiti F, Gaudillat V. 2002. « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 7 - Espèces animales. MEDD/MAAPAR/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris. 353 p.
- Bensettiti F, Puissauve R. 2015. Résultats de l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive Habitats-Faune-Flore en France. Rapportage « article 17 ». Période 2007-2012. MNHN-SPN, MEDDE, Paris. 204 p.
- Berenbaum M, Leskosky R. 2009. Insects in movies *IN* Encyclopedia of INSECTS. Resh VH, Cardé RT (Eds.). Second Edition, Vol. 53. London, UK: Academic Press, Elsevier. 668-674.
- Besnard A. 2013. D'une nécessaire interface entre biostatistiques et conservation de la nature. *ECOLE PRATIQUE DES HAUTES ETUDES*. 149 p.
- Beynon SA 2012. Potential environmental consequences of administration of anthelmintics to sheep. *Veterinary Parasitology*, 189(1), 113-124.
- Beynon SA, Wainwright WA, Christie M. 2015. The application of an ecosystem services framework to estimate the economic value of dung beetles to the U.K. cattle industry. *Ecological Entomology* 40:124–135.
- Bickford D, Posa MR, Qie L, Campos-Arceiz A, Kudavidanage EP. 2012. Science communication for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 151. 74–76.
- Bienert F, De Danieli S, Miquel C, Coissac E, Poillot C, Brun JJ, Taberlet P. 2012. Tracking earthworm communities from soil DNA. *Molecular Ecology*, 21(8). 2017-2030.
- Billet P. 2007. Variations autour de la notion d'espèce protégée dans 30 ans de protection de la nature, bilan et perspectives *DANS* 1976-2006 actes des Journées anniversaire de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature. Dourousseau M, Jaffeux H, Averbouch K, Aubel C, Société française pour le droit de l'environnement (Eds.). Paris Strasbourg: Ministère de l'écologie et du développement durable Ligue ROC SFDE.
- Bimbenet E. 2017. Le complexe des trois singes - Essai sur l'animalité humaine. Le seuil. 352 p.
- Bioret F, Estève R, Sturbois A. 2009. Dictionnaire de la protection de la nature (Espace et territoires). Rennes: Presses universitaires de Rennes.
- Bird TJ, Bates AE, Lefcheck JS, Hill N, Thomson RJ, Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Wotherspoon S, Krkosek M, Stuart-Smith JF, Pecl GT, Barrett N, Frusher S. 2014. Statistical solutions for error and bias in global citizen science datasets. *Biol. Conserv.* 173. 144–154.
- Blanckenhorn WU, Rohner P, Bernasconi MV, Haugstetter J, Buser A. 2015. Is qualitative and quantitative metabarcoding of dung fauna biodiversity feasible? *Environ. Toxicol. Chem.* 35(8). 1970-1977.

- Bland LM, Collen B, Orme CDL, Bielby J. 2015. Predicting the conservation status of data-deficient species. *Conservation Biology* 29. 250–259.
- Blandin P. 2014. La diversité du vivant avant (et après) la biodiversité : repères historiques et épistémologiques *DANS* La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques. Casetta E, Delord J (Eds.). 31-68.
- Bloor JMG, Jay-Robert P, Le Morvan A, Fleurance G. 2012. Déjections des herbivores domestiques au pâturage: Caractéristiques et rôle dans le fonctionnement des prairies. *Productions Animales* 25. 45–56.
- Bohmann K, Evans A, Gilbert MTP, Carvalho GR, Creer S, Knapp M, Yu DW, de Bruyn M. 2014. Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. *Trends Ecol. Evol.* 29. 358–367.
- Boon PI. 2018. Nature conservation in a brave new (post-truth) world: arguments for and against public advocacy by conservation biologists. *Pacific Conservation Biology*. [online]
- Bossart JL, Carlton CE. 2002. Insect Conservation in America: Status and Perspectives. *American Entomologist* 48. 82–92.
- Bosso L, Smeraldo S, Rapuzzi P, Sama G, Garonna AP, Russo D. 2018. Nature protection areas of Europe are insufficient to preserve the threatened beetle *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae): evidence from species distribution models and conservation gap analysis. *Ecological Entomology*, 43(2). 192-203.
- Bottrill MC, Joseph LN, Carwardine J. 2008. Is conservation triage just smart decisionmaking? *Trends in Ecology and Evolution*, 23. 649–654
- Bower H, Carlile N, Cleave R, Haselden C, Hiscox D, O'Neill L. 2018. The path to recovery for the 'extinct' Lord Howe Island phasmid. *Recovering Australian Threatened Species: A Book of Hope*, 189 p.
- Bradshaw CJA, Leroy B, Bellard C, Roiz D, Albert C, Fournier A, Barbet-Massin M, Salles JM, Simard F, Courchamp F. 2016. Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. *Nature Communications* 7.
- Branton M, Richardson JS. 2011. Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis. *Conservation Biology*, 25(1). 9–20.
- Braunisch V, Home R, Pellet J, Arlettaz R. 2012. Conservation science relevant to action: A research agenda identified and prioritized by practitioners. *Biological Conservation* 153. 201–210.
- Brédif H, Simon L. 2014. Quelle place pour les acteurs locaux dans la gestion de la biodiversité ordinaire? *Bulletin d'Association de Geographes Français* 91. 17–34.
- Brooks T. 2010. Conservation planning and priorities *IN* Conservation Biology for All. Sohdi NS, Ehrlich PR (Eds). Oxford University Press. Oxford. 199-219
- Buckland ST, Studey AC, Magurran AE, Newson SE. 2011. Biodiversity monitoring: the relevance of detectability *IN* Biological diversity frontiers in measurement and assessment. Magurran A, McGill B (Eds.). Oxford New York: Oxford University Press. 25-37.
- Buckley RC (a). 2016. Corrigendum: Triage Approaches Send Adverse Political Signals for Conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution* 4. 76.
- Buckley TR (b). 2016. Applications of phylogenetics to solve practical problems in insect conservation. *Current Opinion in Insect Science* 18:35–39.
- Bull JW, Gordon A, Law EA, Suttle KB, Milner-Gulland EJ, 2014. Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity. *Conservation Biology*, 28. 799–809.
- Bultman H, Hoekman D, Dreyer J, Gratton C. 2014. Terrestrial deposition of aquatic insects increases plant quality for insect herbivores and herbivore density. *Ecological Entomology*, 39(4). 419–426.
- Butchart SH, Walpole M, Collen B, Van Strien A, Scharlemann JP, Almond RE,... Carpenter KE. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 1187512. 1164-1168.
- Cadotte MW, Barlow J, Nuñez MA, Pettoirelli N, Stephens PA. 2017. Solving environmental problems in the Anthropocene: the need to bring novel theoretical advances into the applied ecology fold. *Journal of Applied Ecology*, 54(1). 1-6.

- Cailly Arnulphi VB, Lambertucci SA, Borghi CE. 2017. Education can improve the negative perception of a threatened long-lived scavenging bird, the Andean condor. *PLoS ONE* 12. 1–13.
- Cambefort Y. 1987. Le scarabée dans l'Égypte ancienne. Origine et signification du symbole *Revue de l'histoire des religions*. 204-1. 3-46.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, ... Kinzig AP. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59.
- Cardoso P, Erwin TL, Borges PA V, New TR. 2011. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological Conservation* 144. 2647–2655.
- Cardoso P. 2012. Habitats Directive species lists: Urgent need of revision. *Insect Conservation and Diversity* 5. 169–174.
- Carpaneto GM, Mazziotta A, Valerio L. 2007. Inferring species decline from collection records: roller dung beetles in Italy (Coleoptera, Scarabaeidae). *Diversity and Distributions*, 13(6). 903-919.
- Carter MF, Hunter WC, Pashley DN, Rosenberg KV. 2000. Setting conservation priorities for landbirds in the United States: The Partners in Flight approach. *The Auk* 117. 541–548.
- Casetta E. 2014. Chapitre 5. Évaluer et conserver la biodiversité face au problème des espèces *DANS* La biodiversité en question. Casetta E (Ed.). Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques Editions Matériologiques.
- Cazalis F, Granon S. 2017. Comment notre cerveau permet-il les changements de nos comportements ? *DANS* Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS éditions, Paris. 165-178.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1, e1400253.
- Ceballos G, Ehrlich PR and Dirzo R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *PNAS*, 114 (30) E6089-E6096.
- Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University. 2016. "Gridded Population of the World (GPW), v4: UN-Adjusted Population Density, v4 (2000, 2005, 2010, 2015, 2020)." Palisades, NY: SEDAC. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.7927/H4HX19NJ>.
- Chan KMA, Balvanera P, Benessaiah K, Chapman M, Díaz S, Gómez-Baggethun E, Gould R, Hannahs N, Jax K, Klain S, Luck G, ... Turner N. 2016. Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 113, 1462–1465.
- Chansigaud V. 2001. Des facteurs sociaux et culturels influençant la biologie de la conservation : l'exemple des Invertébrés. Université d'Orléans. 555 p.
- Chansigaud V. 2007. Histoire de l'ornithologie (Les références du naturaliste). Paris: Delachaux et Niestlé. 379 p.
- Chansigaud V. 2013. L'homme et la nature une histoire mouvementée. Paris: Delachaux et Niestlé. 271 p.
- Chao YL, Lam SP. 2011. Measuring responsible environmental behavior: Self-reported and other-reported measures and their differences in testing a behavioral model. *Environment and Behavior*. 43. 53–71.
- Charron C, Dumet N, Guéguen N, Lieury A, Rusinek S. 2014. Les 500 mots de la psychologie (Psycho sup). Paris: Dunod. 330p.
- Charvolin F, Ollivier G. 2017. La biodiversité entre science et politique. La formation d'une institution internationale, Paris, Editions Pétra, coll. « Pragmatismes ». 302 p.
- Chawla L. 1999. Life paths into effective environmental action. *Journal of Environmental Education* 31. 15–26.
- Chawla L. 2007. "Childhood experiences associated with care for the natural world." *Children, Youth & Environments*, 17(4). 144-170.
- Chawla L. 2009. Growing up green: becoming an agent of care for the natural world. *The Journal of Developmental Processes* 4. 6–23.

- Chawla L. 2017. Le soin de la nature chez les enfants et les adolescents *DANS* Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS éditions, Paris. 191-206.
- Chawla L, Derr V. 2012. The Development of Conservation Behavior in Childhood and Youth *IN* Oxford The Handbook of Environmental and Conservation Psychology. Clayton S (Ed.). Oxford : Oxford University Press. Oxford Library of Psychology Series. 128-147.
- Cheesman OD, Key RS. 2007. The extinction of experience: A threat to insect conservation? *IN* Insect Conservation Biology Stewart AJA, New TR, Lewis OT (Eds.). CABI, Oxfordshire, UK. 322-348.
- Chefaoui RM, Lobo JM. 2008. Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological modelling*, 210(4). 478-486.
- Chefaoui RM, Lobo JM, Hortal J. 2011. Effects of species' traits and data characteristics on distribution models of threatened invertebrates. *Animal Biodiversity and Conservation*, 34(2), 229-247.
- Chevassus-au-Louis B. 2013. Il faut cultiver la biodiversité ordinaire ! Dans *La Biodiversité en questions*. Belin. 58-59.
- Choiruddin A, Coeurjolly JF, Letué F. 2017. Convex and non-convex regularization methods for spatial point processes intensity estimation. *Electron. J. Stat.* 12. 1210-1255.
- Chovanec A, Waringer J. 2001. Ecological integrity of river-floodplain systems—assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(4-5). 493-507.
- Clark JA, May RM. 2002. Taxonomic bias in conservation research. *Science (New York, N.Y.)* 297. 191-192.
- Clausnitzer V, Kalkman VJ, Ram M, Collen B, Baillie JE, Bedjanič M, Karube H. 2009. Odonata enter the biodiversity crisis debate: The first global assessment of an insect group. *Biological Conservation* 142. 1864-1869.
- Clavel J. 2017. Expériences de Natures, investir l'écosomatique *DANS* Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS éditions, Paris. 257-270.
- Clayton S, Myers O. 2015. Conservation psychology understanding and promoting human care for nature (Second ed.). Chichester (UK) Hoboken (N.J.): Wiley-Blackwell. 325 p.
- Cleave R, Tulloch C. 2015. Phasmid: saving the Lord Howe Island Stick Insect, CSIRO Publishing. 32 p.
- Clucas B, McHugh K, Caro T. 2008. Flagship species on covers of US conservation and nature magazines. *Biodiversity and Conservation* 17. 1517-1528.
- Collado S, Staats H, Sancho P. 2017. Normative Influences on Adolescents' Self-Reported Pro-Environmental Behaviors: The Role of Parents and Friends. *Environment and Behavior*.
- Colléony A, Clayton S, Couvet D, Saint Jalme M, Prévot AC. 2017. Human preferences for species conservation: Animal charisma trumps endangered status. *Biological Conservation*, 206, 263-269.
- Collins NM, Wells SM. 1986. Insects and other invertebrates as candidates for the Bern Convention. Council of Europe (Strasbourg). 167 p.
- Collins NM. 1987. The Protection of Insectes by law in the countries of the European community. *Cah. Liaison O.P.I.E.* 21:17-30.
- Compagnon A, Rodary E. 2017. Introduction *DANS* Les politiques de la biodiversité Daniel Compagnon, Estienne Rodary (Dir.), Paris, Les Presses de Sciences Po, coll. « Académique ». 19-26.
- Conway GR. 1976 cité par Dent D. (2000). Insect pest management. Cabi. 410 p.
- Cook CN, Mascia MB, Schwartz MW, Possingham HP, Fuller RA. 2013. Achieving conservation science that bridges the knowledge-action boundary. *Conservation Biology*, 27(4). 669-678.
- Cooper WH. 1981. Ubiquitous halo. *Psychological bulletin*, 90(2), 218.
- Coquidé M. 2015. « Se sentir vivant »: quels enjeux d'éducation biologique? *DANS* SHS Web of Conferences (Vol. 21, p. 03001). EDP Sciences. 12 p.

- Coquidé M. 2017. La Nature à l'école *DANS* Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS editions, Paris. 61-71.
- Corlett RT. 2017. A Bigger Toolbox: Biotechnology in Biodiversity Conservation. *Trends Biotechnol.* 35. 55–65.
- Coreau A, Nowak C, Mermet L. 2013. L'expertise pour les politiques nationales de biodiversité en France : quelles stratégies face aux mutations en cours ? *VertigO*, 13(2). [en ligne]
- Cormier-Salem MC. 2014. Représentations sociales de la biodiversité et implications pour la gestion et la conservation *DANS* Sciences de la Conservation. Gauthier-Clerc, Mesléard et Bondel (Ed.). De Boeck. 95-106.
- Cornelisse TM, Duane TP. 2013. Effects of Knowledge of an Endangered Species on Recreationists' Attitudes and Stated Behaviors and the Significance of Management Compliance for Ohlone Tiger Beetle Conservation. *Conservation Biology* 27. 1449–1457.
- Cosquer A, Raymond R, Prévot-Julliard AC. 2012. Observations of Everyday Biodiversity: a New Perspective for Conservation? *Ecology and Society*, 17(4). 1-15.
- Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, ... Raskin RG. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630). 253.
- Costessèque R, Peslier S. 2005. Clé de détermination illustrée de la tribu des Onthophagini de France (Coleoptera, Scarabaeoidea). *R.A.R.E., T. XIV* (2). 39 – 53.
- Cottureau D. 2017. La nature dans l'apprentissage tout au long de la vie *DANS* Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS editions, Paris. 245-255.
- Couderchet L, Amelot X. 2010. Faut-il brûler les ZNIEFF? *CyberGeo* 2010. [En ligne], Espace, Société, Territoire. Document # 498.
- Courchamp F, Jaric I, Albert C, Meinard Y, Ripple WJ, Chapron G. 2018. The paradoxical extinction of the most charismatic animals. *PLOS Biology* 16:e2003997.
- Couvet D, Vandeveld JC. 2014. Biodiversité ordinaire : des enjeux écologiques au consensus social *DANS* La biodiversité en question : enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques. Editions M. Paris. 183-208.
- Cristescu ME. 2014. From barcoding single individuals to metabarcoding biological communities: Towards an integrative approach to the study of global biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 29. 566–571.
- Culver M, Fitak R, Herrmann HW. 2011. Genetic methods for biodiversity assessment *IN* Biological diversity frontiers in measurement and assessment. Magurran A, McGill B (Eds.). Oxford New York: Oxford University Press. 208-219.
- D'Amen M, Bombi P, Campanaro A, Zapponi L, Bologna MA, Mason F. 2013. Protected areas and insect conservation: questioning the effectiveness of Natura 2000 network for saproxylic beetles in Italy. *Animal Conservation*, 16(4). 370-378.
- Davis A. 2009. Historical biogeography of the Scarabaeinae and its physical and biotic drivers *IN* Evolutionary biology and conservation of Dung Beetles. Scholtz C., Davis A. & Kryger U (Eds.). Pensoft, Bulgaria. 329-373.
- Davis ALV, Scholtz CH, Sole CL. 2016. Biogeographical and co-evolutionary origins of scarabaeine dung beetles: Mesozoic vicariance versus Cenozoic dispersal and dinosaur versus mammal dung. *Biological Journal of the Linnean Society*. 120(2). 258–273.
- De Flores M, Deguines N. 2012. Trois ans d'activité du Spipoll. *Revue Insectes*, 167. 9–13.
- De Flores M, Sueur A. 2016. Lucane, Rosalie : Le point sur les enquêtes. *Revue Insectes*, 181, 2. 29-30.
- Deguines N, De Flores M, Lois G, Julliard R, Fontaine C. 2018. Fostering close encounters of the entomological kind. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16. 202–203.
- Dellacasa G, Bordat P, Dellacasa M. 2000. A revisional essay of world genus-group taxa of Aphodiinae (Coleoptera Aphodiidae). *Memorie della Società entomologica italiana*, 79. 1-482.
- Denis-Linton M. 1998. Contribution du Droit communautaire à la protection de la Nature *DANS* 20 ans de protection de la nature hommage en l'honneur

du professeur Michel Despax colloque de la SFDE, 28-29 novembre 1996. Despax, M., & Société française pour le droit de l'environnement (Coord.), Faculté de droit et des sciences économiques de Limoges. Limoges: PULIM. 308 p.

Dennis RHD, Shreeve TG, Sheppard D. 2007. Species Conservation and Landscape Management: A Habitat perspective *IN* Insect Conservation Biology, CABI, Oxfordshire, UK. 92-126

Depper GL. 2017. The transmission of environmental values from sources of influence to young adults: Toward an understanding of the process leading to environmental values internalization. Dissertation. 54 p.

Derrida J, Lisse M, Mallet M, Michaud G. 2009. Séminaire La bête et le souverain. Volume II : 2002-2003 (La philosophie en effet). Paris: Galilée. 400 p.

Devictor V. 2007. La nature ordinaire face aux perturbations anthropiques : impact de la dynamique temporelle et de la fragmentation spatiale des paysages sur les communautés. Université Paris VI. 242 p.

Devictor V, Mouillot D, Meynard C, Jiguet F, Thuiller W, Mouquet N. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13(8). 1030-1040.

Devictor V. 2014. La polycrise de la biodiversité : les métamorphoses de la nature et de sa protection *DANS* La biodiversité en question. Casetta E (Ed.). Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques Editions Matériologiques. 69–81.

Diniz-Filho JAF, De Marco P, Hawkins BA. 2010. Defying the curse of ignorance: Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conservation and Diversity* 3. 172–179.

Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 401. 401–406.

Donaldson MR, Burnett NJ, Braun DC, Suski CD, Hinch SG, Cooke SJ, Kerr JT. 2016. Taxonomic bias and international biodiversity conservation research. *Facets* 1. 105–113.

Dorazio RM. 2014. Accounting for imperfect detection and survey bias in statistical analysis of presence-only data. *Global Ecology and Biogeography*, 23(12), 1472-1484.

Doremus H. 2001. Biodiversity and the Challenge of Saving the Ordinary. *Idaho Law Review* 38. 325–354.

Doron R, Parot F. 1991. Dictionnaire de psychologie. Edition de 2011. Paris: Presses universitaires de France. 756 p.

Dortel E, Thuiller W, Lobo JM, Bohbot H, Lumaret JP, Jay-Robert P. 2013. Potential effects of climate change on the distribution of Scarabaeidae dung beetles in Western Europe. *Journal of Insect Conservation* 17. 1059–1070.

Doube B. 1990. A functional classification for analysis of the structure of dung beetle assemblages. *Ecological Entomology* 15. 371–383.

Doube B, Macqueen A, Ridsdill-Smith, TJ, Weir TA. 1991. Native and introduced Dung Beetles in Australia *IN* Dung Beetle Ecology. Hanski I, Cambefort Y (Eds). Princeton University Press, New Jersey. 255-278.

Doube B, Marshall T. 2014. Dung Down Under: Dung Beetles for Australia. *Dung Beetle solutions for Australia*. 116 p.

Drummond SP, Wilson KA, Meijaard E, Watts M, Dennis R, Christy L, Possingham HP. 2010. Influence of a threatened-species focus on conservation planning. *Conservation Biology*, 24(2), 441-449.

Duc J Le. 1987. La Protection des insectes en France. *Cahiers de Liaison de l'OPIE* 21:31–46.

Ducarme F, Luque GM, Courchamp F. 2013. What are “charismatic species” for conservation biologists? *Biosci Master Rev.* 6: 1–8.

Dunn RR. 2005. Modern insect extinctions, the neglected majority. *Conservation Biology* 19:1030–1036.

Dunn RR, Gavin MC, Sanchez MC, Solomon JN. 2006. The pigeon paradox: dependence of global conservation on urban nature. *Conservation biology*, 20(6). 1814-1816.

Eddy TJ, Gallup GG, Povinelli DJ. 1993. Attribution of Cognitive States to Animals: Anthropomorphism *IN*

- Comparative Perspective. *Journal of Social Issues* 49. 87–101.
- Elith J, Leathwick JR. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40, 677–697.
- Taylor AF, Wiley A, Kuo FE, Sullivan WC. 1998. Growing up in the inner city: Green spaces as places to grow. *Environment and Behavior*, 30(1). 3-27.
- Fančovičová J, Prokop P. 2018. Effects of hands-on activities on conservation, disgust and knowledge of woodlice. *Eurasia Journal of Mathematics, Science and Technology Education* 14. 721–729.
- Fazey I, Fischer J, Lindenmayer DB. 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation* 124. 63-73.
- Ficetola GF, Miaud C, Pompanon F, Taberlet P. 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biol. Lett.* 4. 423–425.
- Finger M. 1994. From Knowledge to Action? Exploring the Relationships Between Environmental Experiences, Learning, and Behavior.
- Finn JA, Gittings T. 2003. A review of competition in north temperate dung beetle communities. *Ecological Entomology*, 28(1), 1-13.
- Fischer A, Young JC. 2007. Understanding mental constructs of biodiversity: Implications for biodiversity management and conservation. *Biological Conservation*, 136(2). 271–282.
- Fisher-Phelps M, Cao G, Wilson RM, Kingston T. 2017. Protecting bias: Across time and ecology, open-source bat locality data are heavily biased by distance to protected area. *Ecol. Inform.* 40. 22–34.
- Fithian W, Hastie T. 2013. Finite-sample equivalence in statistical models for presence-only data. *The annals of applied statistics*, 7(4). 1917.
- Fithian W, Elith J, Hastie T, Keith D. 2015. Bias Correction in Species Distribution Models: Pooling Survey and Collection Data for Multiple Species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(4). 424-438.
- Fleming PA, Bateman PW. 2016. The good, the bad, and the ugly: which Australian terrestrial mammal species attract most research? *Mammal Review*, 46(4). 241-254.
- Fleury S. 2005. Directive Habitats et conservation de la nature : enjeux theoriques de l'outil communautaire et implications pratiques, des contextes nationaux aux sites ardechois ; cas d'especes et d'habitats. Université Grenoble I – Joseph Fourier Institut. 383 p.
- Forup ML, Henson KS, Craze PG, Memmott J. 2008. The restoration of ecological interactions: plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(3). 742-752.
- Francis RA, Goodman MK. 2010. Post-normal science and the art of nature conservation. *Journal for Nature Conservation*, 18(2). 89-105.
- Francis Pope. 2016. "Laudato Si': On Care For Our Common Home." *Perspectives on Science and Christian Faith*, vol. 68, no. 4. 266 p.
- Frank K, Hülsmann M, Assmann T, Schmitt T, Blüthgen N. 2017. Land use affects dung beetle communities and their ecosystem service in forests and grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 243. 114–122.
- Franklin J. 2010. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press. 340 p.
- Fredriksson PG, Neumayer E, Ujhelyi G. 2007. Kyoto Protocol cooperation: Does government corruption facilitate environmental lobbying? *Public Choice*, 133 (1-2). 231-251.
- Freeman C, Heezik van Y. 2018. *Children, Nature and Cities: Rethinking the Connections*. Routledge. 340.
- Fromageau J. 1998. Histoire de la protection de la Nature jusqu'en 1976 *DANS 20 ans de protection de la nature hommage en l'honneur du professeur Michel Despax colloque de la SFDE, 28-29 novembre 1996* Despax, M., & Société française pour le droit de l'environnement (Coord.), Faculté de droit et des sciences économiques de Limoges. Limoges: PULIM. 308 p.
- Fromageau J. 2007. Regards croisés : 30 ans après, quelles perspectives pour les acteurs de la protection de la Nature ? *DANS 30 ans de protection de la nature, bilan*

et perspectives, 1976-2006. Actes des Journées anniversaire de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature. Drousseau, M., Jaffeux, H., Averbouch, K., Aubel, C., & Société française pour le droit de l'environnement. Paris Strasbourg: Ministère de l'écologie et du développement durable Ligue ROC SFDE. 360 p.

Fuchs R, Herold M, Verburg PH, Clevers JG. 2013. A high-resolution and harmonized model approach for reconstructing and analysing historic land changes in Europe, *Biogeosciences*, 10(3). 1543–1559

Funk SM, Conde D, Lamoreux J, Fa JE. 2017. Meeting the Aichi targets: Pushing for zero extinction conservation. *Ambio* 46. 443–455.

Furlan EM, Gleeson D, Hardy CM, Duncan RP. 2015. A framework for estimating the sensitivity of eDNA surveys. *Molecular ecology resources*, 16(3). 641-654.

Gallai N, Salles J-M, Settele J, Vaissière BE. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics* 8. 810–821

Garnett ST, Latch P, Lindenmayer DB, Woinarski JC. 2018. Turning threatened species around: celebrating what we have done well. *Recovering Australian Threatened Species: A Book of Hope*, 1. 360 p.

Gaston KJ, O'Neill MA. 2004. Automated species identification: why not? *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 359. 655–667.

Génot JC. 2014. Naturalité et biologie de la conservation *DANS Sciences de la Conservation*. Gauthier-Clerc, Mesléard et Bondel (Ed.). De Boeck. 107-114.

Gerber LR. 2016. Conservation triage or injurious neglect in endangered species recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113. 3563–3566.

Gineste MD & Indurkha D. 1993. Modèles mentaux, analogie et cognition *Dans Les modèles mentaux approche cognitive des représentations (Sciences cognitives)*. Ehrlich, M., Tardieu, H., Cavazza, M., & Johnson-Laird, P. (Eds). Paris Milan Barcelone [etc.: Masson.]. 143-174.

Girandola F, Fointiat V. 2016. Attitudes et comportements comprendre et changer (Psycho Série Psychologie sociale). Fontaine: Presses universitaires de Grenoble. 170 p.

Girandola F. 2003. Psychologie de la persuasion et de l'engagement (Psychologie 4). Besançon: Presses universitaires de Franche-Comté. 400 p.

Girandola F, Fointiat V. 2016. Attitudes et comportements comprendre et changer (Psycho Série Psychologie sociale). Fontaine: Presses universitaires de Grenoble. 171p.

Godet L. 2010. La "nature ordinaire" dans le monde occidental. *L'Espace géographique* 39. 295–308.

Godet L, Devictor V. 2018. What Conservation Does. *Trends Ecol. Evol.* 1–11.

Gómez JF, Bourges F. 2017. Sobre la gestión del patrimonio natural y el paisaje en España en la era de los Espacios Naturales Protegidos: el caso de los invertebrados. *Arbor* 192:349.

Goulson D, Nicholls E, Botías C, Rotheray EL. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *ScienceExpress*. 1–16.

Gratton C, Donaldson J, Zanden MJV. 2008. Ecosystem linkages between lakes and the surrounding terrestrial landscape in northeast Iceland. *Ecosystems*, 11(5). 764–774.

Grenouillet G, Buisson L, Casajus N, Lek S. 2011. Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. *Ecography*, 34(1). 9-17.

Griffiths HM, Bardgett RD, Louzada J, Barlow J. 2016. The value of trophic interactions for ecosystem function: dung beetle communities influence seed burial and seedling recruitment in tropical forests. *Proc. R. Soc. B*, 283(1844), 20161634.

Grimaldi D. 2009. Fossil record *IN Encyclopedia of INSECTS*. Resh VH, Cardé RT (Eds.). Second Edition, Vol. 53. London, UK: Academic Press, Elsevier. 396-402.

Grønhøj A, Thøgersen J. 2009. Like father, like son? Intergenerational transmission of values, attitudes, and

- behaviours in the environmental domain. *Journal of Environmental Psychology* 29. 414–421.
- Guégan JF, Barot S, Couvet D, Devictor V, Sarrazin F, Thébaud C, Thévenon S. 2017. Biodiversité et néonicotinoïdes revisiter les questions de recherche. 24 p.
- Guilbot R. 1987. Sensibilisation du public à la connaissance des insectes, des actions pour mieux les protéger : l'exemple de l'OPIE. *Cahiers de Liaison de l'OPIE* 21. 81–84.
- Guilbot R. 1989. Protection des insectes, où en est-on ? *Revue Insectes* 74. 2–4.
- Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, Elith J. 2014. Maxent is not a presence-absence method: A comment on Thibaud et al. *Methods in Ecology and Evolution*, 5. 1192–1197.
- Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, Elith J, Gordon A, Kujala H, Lentini PE, Mccarthy MA, Tingley R, Wintle BA. 2015. Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Glob. Ecol. Biogeography*, 24. 276–292.
- Guillera-Arroita G. 2016. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: Advances, challenges and opportunities. *Ecography*. 281–295.
- Guiney M, Oberhauser K. 2009. Insects as flagship conservation species. *Terrestrial Arthropod Reviews* 1:111–123.
- Guisan A, Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8. 993–1009.
- Guitton M, Levret C, Delefortrie R. 2008. Les défis du pastoralisme : échanges d'expériences innovantes pour un développement durable d'avenir en montagne. *Rapport Euromontana*. 104 p.
- Gullan P, Cranston P, McInnes K. 2010. *The Insects an Outline of Entomology*. 3rd edition. Willey-Blackwell. 558 p.
- Gunthorsdottir A. 2001. Physical Attractiveness of an Animal Species as a Decision Factor for its Preservation. *Anthrozoös* 14. 204–215.
- Gunter NL, Weir TA, Slipinski A, Bocak L, Cameron SL. 2016. If Dung Beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) Arose in Association with Dinosaurs, Did They Also Suffer a Mass Co-Extinction at the K-Pg Boundary? *PloS one* 11:e0153570.
- Gutiérrez Y, Ott D, Töpperwien M, Salditt T, Scherber C. 2018. X-ray computed tomography and its potential in ecological research: A review of studies and optimization of specimen preparation. *Ecology and evolution*. 7717–7732.
- Haddad NM. 2018. Resurrection and resilience of the rarest butterflies. *PLoS biology*, 16(2), e2003488. 1-6.
- Hajibabaei M, Smith MA, Janzen DH, Rodriguez JJ, Whitfield JB, Hebert PDN. 2006. A minimalist barcode can identify a specimen whose DNA is degraded. *Molecular Ecology Notes* 6. 959–964.
- Halffter G, Matthews EG. 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). 312 p.
- Halffter G. 1991. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Biogeographia—The Journal of Integrative Biogeography*, 15(1).
- Halffter G, Halffter V, Favila ME. 2011. Relocalización de alimento y comportamiento de nidificación en *Scarabaeus* y *Kheper* (Coleoptera: Scarabaeinae). *Acta zoológica mexicana*, 27(2), 305-324.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Goulson D. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.
- Hanski I (a). 1991. Dung insect community *IN* Dung Beetle Ecology. Hanski I, Cambefort Y (Eds). Princeton University Press, New Jersey. 5-21.
- Hanski I (b). 1991. North temperate Dung Beetles dans *Dung Beetle Ecology*. Hanski I, Cambefort Y (Eds). Princeton University Press, New Jersey. 75-96.
- Hanski I, Cambefort Y. 1991. Spatial process dans *Dung Beetle Ecology*. Hanski I, Cambefort Y (Eds). Princeton University Press, New Jersey. 283-304.

- Haslett JR. 2007. European Strategy for the conservation of invertebrates. Page Nature and Environment Series. 91 p.
- Haslett JR. 2012. Development and future of conservation policy initiatives for insects and other invertebrates in Europe *IN* Insect Conservation: Past, present and Prospects. New TR (Ed.). Springer, London, UK. 317–337.
- Hastie T, Fithian W. 2013. Inference from presence-only data; the ongoing controversy. – *Ecography* 36. 864–867.
- Hawes CJ. 2008. The stag beetle *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Lucanidae): a mark-release-recapture study undertaken in one United Kingdom residential garden *DANS* Revue d'écologie, 2008, SUP10" 4ème Colloque sur la Conservation des Coléoptères Saproxyliques", Vivoin, Sarthe, FRA, 2006-06-27. Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France, Paris (FRA).
- Hebert PDN, Cywinska A, Ball SL, deWaard JR. 2003. Biological identifications through DNA barcodes. *Proc. Biol. Sci.* 270. 313–21.
- Hebert PDN, Gregory TR. 2005. The promise of DNA barcoding for taxonomy. *Syst. Biol.* 54. 852–859.
- Hefley TJ, Baasch DM, Tyre AJ, Blankenship EE. 2014. Correction of location errors for presence-only species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(3). 207-214.
- Hefley TJ, Tyre AJ, Baasch DM, Blankenship EE. 2013. Nondetection sampling bias in marked presence-only data. *Ecology and evolution*, 3(16). 5225-5236.
- Helsdingen van PJ. 1997. Between Brussels and Strasbourg lies the road to invertebrate salvation? *IN* Colloquy on Conservation Management and Restoration of Habitats for Invertebrates: Enhancing Biological Diversity. *Environmental Encounters*, No 33. Council of Europe, Strasbourg, France. 151–156.
- Hertzog L. 2013. Predictive Distribution Models under Global Change: Using Field Sampling to Validate Methodological Choices Master of Science.
- Hertzog LR, Besnard A, Jay-Robert P. 2014. Field validation shows bias-corrected pseudo-absence selection is the best method for predictive species-distribution modelling. *Diversity and Distributions* 20. 1403–1413.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hinchliffe S. 2007. *Geographies of Nature. Societies, environments, ecologies.* Sage. London. 212 p.
- Hochkirch A, Schmitt T, Beninde J, Hiery M, Kinitz T, Kirschey J,... Zink A. 2013. Europe Needs a New Vision for a Natura 2020 Network. *Conservation Letters* 6. 462–467.
- Hochkirch A. 2016. The insect crisis we can't ignore. *Nature* 539:141.
- Hondt d' J. 2007. *Histoire de la zoologie (L'esprit des sciences 43).* Paris: Ellipses. 126 p.
- Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, Byrnes JEK, Hungate BA, Matulich KL, Gonzalez A, Duffy JE, Gamfeldt L, O'Connor MI. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486. 105–108.
- Hopkins GW, Thacker JI. 2016. Protected species and development control: the merits of widespread invertebrate species in the European Habitats Directive and UK legislation. *Insect Conservation and Diversity* 9. 259–267.
- Horellou A. 2016. Fiche Lucane cerf-volant. Fiches INPN. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/10502/tab/fiche consulté le 10/07/2018
- Hosaka T, Sugimoto K, Numata S. 2017. Childhood experience of nature influences the willingness to coexist with biodiversity in cities. *Palgrave Communications* 3:17071.
- Houard X, Mériguet B, Merlet F. 2013. Enquête Lucane, jamais deux sans trois... *Revue Insectes*, 169, 2. 33-34.
- Rabinovitch A, De Flores M, Houard X. 2017. Lucane et Rosalie l'enquête avance. *Revue Insectes*, 185(2). 29-30.

- Houllier F. 2016. Les sciences participatives en France: Etat des lieux, bonnes pratiques et recommandations. 63p.
- Howard L, Vick S-J. 2010. Does it bite? *Anthrozoos: A Multidisciplinary Journal of The Interactions of People & Animals* 23. 397–413.
- Hughes JB, Daily GC, Ehrlich PR. 2000. Conservation of Insect Diversity: A Habitat Approach. *Conservation Biology* 14:1788–1797.
- Huis A van. 2014. The Global Impact of insects. Report. Wageningen University (Ed.). 36 p.
- Hunter M, Gibbs J. 2007. Conservations and Conservation Biology *IN* Fundamentals of Conservation Biology. Blackwell Publishing. 4-21.
- Irmeler U, Arp H, Nötzold R. 2010. Species richness of saproxylic beetles in woodlands is affected by dispersion ability of species, age and stand size. *Journal of Insect Conservation*, 14(3), 227-235.
- Isaac NJB, Pocock MJO. 2015. Bias and information in biological records. 522–531.
- Itrac-Bruneau R, Sueur A, Houard X. 2016. La mise en œuvre du Plan national d'actions en faveur des Odonates. *Revue Insectes*, 180(1). 3-8.
- IUCN 2018. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1 www.iucnredlist.org. Pdf available from : http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/summarystats/2018-1_Summary_Stats_Page_Documents/2018_1_RL_Stats_Table_1.pdf
- Jacobson S, McDuff M. 1998. Training idiot savants: the lack of human dimensions in conservation biology. *Conservation Biology* 12. 263–267.
- Jacquet P. 2007. Repère 15 - de la conservation au développement durable. Regards sur la Terre 2008. Presse de Sciences Po. 262–265.
- James JJ, Bixler RD, Vadala CE, James JJ. 2015. From Play in Nature to Recreation then Vocation : A Developmental Model for Natural History- Oriented Environmental Professionals, 20(1). 231–256.
- Janzen DH, Hallwachs W, Dincă V. 2016. DNA barcoding the Lepidoptera inventory of a large complex tropical conserved wildland, Area de Conservacion Guanacaste, northwestern Costa Rica. *Genome* 59:641–660.
- Jarić I, Courchamp F, Gessner J, Roberts DL. 2016. Potentially threatened: A Data Deficient flag for conservation management. *Biodiversity and Conservation* 25:1995–2000.
- Jay-Robert P, Leandro C, Perrin W. 2016. Les Scarabées, des sacrés coléoptères. *Revue Egypte & Afrique orientale*. 3-10.
- Jeangène Vilmer J, Singer P. 2008. Éthique animale (Éthique et philosophie morale). Paris: Presses universitaires de France. 125 p.
- Jiménez-Valverde A, Lobo JM. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica*, 31. 361–369.
- Johnson CN, Balmford A, Brook BW, Buettel JC, Galetti M, Guangchun L, Wilmshurst JM. 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356(6335). 270-275.
- Johnson SN, Lopaticki G, Barnett K, Facey S L, Powell JR, Hartley SE. 2016. An insect ecosystem engineer alleviates drought stress in plants without increasing plant susceptibility to an above-ground herbivore. *Functional Ecology*, 30(6), 894-902.
- Jones AG, Forgie SA, Scott DJ, Beggs JR. 2012. Generalist dung attraction response in a New Zealand dung beetle that evolved with an absence of mammalian herbivores. *Ecological entomology*, 37(2). 124-133.
- Jong De Y, Verbeek M, Michelsen V, de Place Bjørn P, Los W, Steeman F, Hagedorn G. 2014. Fauna Europaea - all European animal species on the web. *Biodiversity data journal*:e4034.
- Kahn P, Kellert SR. 2002. *Children and Nature. Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations*. MIT Press. 370 p.
- Kaiser FG, Wölfling S, Fuhrer U. 1999. Environmental attitude and ecological behaviour. *Journal of Environmental Psychology* 19. 1–19.
- Kaiser FG, Merten M, Wetzel E. 2018. How do we know we are measuring environmental attitude? *Specific*

- objectivity as the formal validation criterion for measures of latent attributes. *Journal of Environmental Psychology* 55. 139–146. Elsevier Ltd.
- Kalliola S. 2009. Action Research and Participatory. *International Journal of Action Research*, 5 (3). 289–320.
- Kals E, Müller M. 2012. Emotions and environment *IN*, *The Oxford Handbook of Environmental and Conservation Psychology*. Clayton S. (Ed.). Oxford : Oxford University Press. Press. Oxford Library of Psychology Series. 128-147.
- Kareiva P, Marvier M. 2012. What is conservation science? *BioScience* 62. 962–969.
- Kashdan TB, Stikma MC, Disabato DD, McKnight PE, Bekier J, Kaji J, Lazarus R. 2018. The five-dimensional curiosity scale: Capturing the bandwidth of curiosity and identifying four unique subgroups of curious people. *Journal of Research in Personality* 73. 130–149.
- Kearney M, Porter W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. – *Ecol. Lett.* 12: 334–350.
- Kellert SR. 1993. Values and perception of invertebrates. *Conservation Biology* 7. 845–855.
- Kellert SR. 2012. *Birthright: People and Nature in the Modern World*. Yale University Press. 264 p.
- Kim KC. 1993. Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity and Conservation* 2. 191–214.
- Kingsland S. 2004. Conveying the intellectual challenge of ecology: an historical perspective. *Frontiers in ecology and the environment* 2. 367–374.
- Kiss AC. 1998. L'Apport du droit international à la protection de la Biodiversité *DANS* 20 ans de protection de la nature hommage en l'honneur du professeur Michel Despax colloque de la SFDE, 28-29 novembre 1996. Despax, M., & Société française pour le droit de l'environnement (Coord.), Faculté de droit et des sciences économiques de Limoges. Limoges: PULIM. 308 p.
- Kissling WD, Dormann CF, Groeneveld J, Hickler T, Kühn I, McInerney GJ,... Singer A. 2012. Towards novel approaches to modelling biotic interactions in multispecies assemblages at large spatial extents. *Journal of Biogeography*, 39(12). 2163-2178.
- Kissling WD, Pattemore DE, Hagen M. 2014. Challenges and prospects in the telemetry of insects. *Biological Reviews*, 89(3). 511-530.
- Knight AJ. 2008. "Bats, snakes and spiders, Oh my!" How aesthetic and negativistic attitudes, and other concepts predict support for species protection. *Journal of Environmental Psychology* 28. 94–103.
- Kogan M & Prokopy R. 2009. *Agricultural Entomology IN Encyclopedia of INSECTS*. Resh VH, Cardé RT (Eds.). Second Edition, Vol. 53. London, UK: Academic Press, Elsevier. 4-8.
- Korkmaz M, Fakir H, Alkan H. 2018. Effects of nature training projects on environmental perception and attitudes. *Applied ecology and environmental research* 16. 359–369.
- Kruess A, Tschardt T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conserv. Biol.* 16. 1570–1580.
- Kryer U. 2009. Conservation of Dung Beetles *IN Evolutionary biology and conservation of Dung Beetles*. Scholtz C., Davis A. & Kryger U (Eds.). Pensoft, Bulgaria. 387-477.
- Kukkala AS, Arponen A, Maiorano L, Moilanen A, Thuiller W, Toivonen T, Zupan L, Brotons L, Cabeza M. 2016. Matches and mismatches between national and EU-wide priorities: Examining the Natura 2000 network *IN vertebrate species conservation*. *Biological Conservation* 198. 193–201.
- Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Aroita G, Tingley R. 2016. Statistical approaches to account for false-positive errors in environmental DNA samples. *Molecular Ecology Resources*, 16(3). 673-685.
- Lange JM. 2015. Education et Engagement : penser la contribution de l'école aux défis environnementaux et de développement, et ses implications. *Revue relative à l'éducation à l'Environnement*, vol. 12. 105-127.
- Lanord M. 2004. La Conservation des habitats naturels et de la faune sauvage le droit communautaire et sa mise en œuvre en France. Collection des thèses de l'école

- doctorale de Clermont-Ferrand. Clermont-Ferrand. 445 p.
- Larrère C. 1997. Les philosophies de l'environnement. Presses Universitaires de France. 105-124.
- Larrère C. 2016. La Biodiversité comme norme juridique *DANS* Les futurs du droit de l'environnement simplification, modernisation, régression ? Doussan I. (Dir.). Droit(s) et développement durable. Bruxelles: Bruylant. 363 p.
- Larrère R. 2000. La loi sur la protection des espèces sauvages: des mesures inefficaces, inadéquates... et pourtant bien utiles. *Economie rurale*, 260(1). 126-134.
- Larrère C, Larrère R. 2015. Penser et agir avec la nature une enquête philosophique. Paris: Editions de la Découverte. 333 p.
- Larsen TH, Forsyth A. 2005. Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. *Biotropica* 37. 322–325.
- Laurance WF, Koster H, Grooten M, Anderson AB, Zuidema PA, Zwick S, Zagt RJ, Lynam AJ, Linkie M, Anten NPR. 2012. Making conservation research more relevant for conservation practitioners. *Biol. Conserv.* 153. 164–168.
- Laurans Y, Ferté-Devin A, Lapeyre R, Wemaëre M. 2016. La nouvelle loi pour la biodiversité en France : une boîte à outils. *ISSU BRIEF - IDDRI* 12. 2–4.
- Lawson Handley, L., 2015. How will the “molecular revolution” contribute to biological recording? *Biol. J. Linn. Soc.* 115, 750–766.
- Le Duc J. 1987. La Protection des insectes en France. *Cah. Liaison l'OPIE* 21. 31–46.
- Le Maho J. 2006. Interdisciplinarité et biodiversité : un grand défi *DANS* L'interdisciplinarité dans les sciences de la vie. Legay JM (Ed.). Editions Quæ, « Indisciplines ». 115-121.
- Leader-Williams N, Dublin HT. 2000. Charismatic megafauna as flagship species *IN* Priorities or the conservation of mammalian diversity: has the panda had its day? Entwistle A, Dunstone N. (Eds.). Cambridge University Press. 53–81.
- Leader-Williams N, Adams WM, Smith RJ. 2010. Trade-Offs *IN* Conservation: Deciding What to Save. Trade-Offs in Conservation: Deciding What to Save. Wiley-Blackwell. 1–398.
- Leandro C, Hertzog L, Jay-Robert P. 2017. A la poursuite du p'tit rouleur: élaboration d'un observatoire de l'entomofaune coprophage (Scarabaeoidea) dans Les Invertébrés dans la conservation et la gestion des espaces naturels *DANS* Actes du colloque de Toulouse du 13 au 16 mai 2015. Publications du MNHN, Paris. 17-21.
- Leandro C, Miaud C. 2017. Environmental Dna: bridging ecologists from different fields. Journée Département Biodiversité & Conservation du CEFE.
- Leandro C. 2014. Mise en état de la base de données nationale « Scarabaeoidea laparosticti ». Rapport. INPN-CEFE-UPVM3. 29 p.
- Leather SR, Basset Y, Hawkins B a. 2008. Insect conservation: finding the way forward. *Insect Conservation and Diversity* 1. 67–69.
- Lecq S, Loisel A, Bonnet X. 2015. Non-lethal rapid biodiversity assessment. *Ecol. Indic.* 58. 216–224.
- Lelord F, André C. 2001. La peur Dans La force des émotions amour, colère, joie... Paris: O. Jacob. 269-313.
- Lepart J, Fonderflick J, Marty P. 2014. Histoire des interactions entre les changements d'usage des terres et la biodiversité *DANS* Sciences de la Conservation. Gauthier-Clerc, Mesléard et Bondel (Ed.). De Boeck. 179-198.
- Lerstrup I, Konijnendijk van den Bosch C. 2017. Affordances of outdoor settings for children in preschool: revisiting heft's functional taxonomy. *Landscape Research* 42. 47–62.
- Letourneux F. 2007. De la protection implicite à la protection intégrée *DANS* 30 ans de protection de la nature, bilan et perspectives, 1976-2006 actes des Journées anniversaire de la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature. Durousseau, M., Jaffeux, H., Averbouch, K., Aubel, C., & Société française pour le droit de l'environnement. Paris Strasbourg: Ministère de l'écologie et du développement durable Ligue ROC SFDE. 308 p.

- Lewis OT, New TR, Stewart AJA. 2007. Insect conservation: Progress and Prospects *IN* Insect Conservation Biology Stewart AJA, New TR, Lewis OT (Eds.). CABI, Oxfordshire, UK. 431-435.
- Likert R. 1932. A Technique for the Measurement of Attitudes. *Archives of Psychology*, vol. 140, 1–55.
- Lindenmayer DB, Likens GE. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biol. Conserv.* 143. 1317–1328.
- Lindenmayer DB, Wood JT, McBurney L, MacGregor C, Youngentob K, Banks SC. 2011. How to make a common species rare: A case against conservation complacency. *Biological Conservation* 144. 1663–1672.
- Lobo JM. 2001. Decline of roller dung beetle (Scarabaeinae) populations in the Iberian peninsula during the 20th century. *Biological Conservation* 97. 43–50.
- Lobo JM, Martín-Piera F, Veiga CM. 1988. Las trampas pitfall con cebo, sus posibilidades en el estudio de las comunidades coprofagas de Scarabaeidae (Col.). I. Características determinantes de su capacidad de captura. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 25. 177–100.
- Lobo JM, Lumaret JP, Jay-Robert P. 1998. Sampling dung beetles in the French Mediterranean area: effects of abiotic factors and farm practices. *Pedobiologia* 42. 252–266.
- Lobo JM, Lumaret J, Jay-robert P. 2002. Modelling the species richness distribution of French dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) and delimiting the predictive capacity of different groups of explanatory variables. *Global Ecology and Biogeography* 11 (4). 265-277.
- Lobo JM, Jay-robert P, Lumaret J. 2004. Modelling the species richness distribution for French Aphodiidae (Coleoptera, Scarabaeoidea). *Ecography*, 27(2). 145-156.
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R. 2008. AUC : a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*. 145–151.
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography (Cop.)*. 33. 103–114.
- Lobo JM, Tognelli MF. 2011. Exploring the effects of quantity and location of pseudo-absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point occurrence data. *J. Nat. Conserv.* 19. 1–7.
- Lobo JM, Lumaret JP, Zian S, Dellacasa M, Sanchez Piñero F, Arriaga AA, Cabrero Sañudo FJ. 2015. *Ateuchetus semipunctatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T47415086A48594871.
- Lockwood J. 1988. Not to harm a Fly: Our ethical obligations to Insects. *Between Species*, 4(3). 204–211.
- Lockwood J. 2013. *The infested mind: Why humans fear, loathe, and love insects*. Oxford University Press. 203 p.
- López-Bao JV, Chapron G, Treves A. 2017. The Achilles heel of participatory conservation. *Biological Conservation*. 212, 139-143.
- Lorimer J. 2007. Nonhuman charisma. *Environ. Plan. D Soc. Sp.* 25. 911–932.
- Losey JE, Vaughn M. 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *AIBS Bulletin*, 56(4). 311-323.
- Lubchenco J. 2017. Environmental science in a post-truth world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1). 3.
- Lumaret JP. 1990. *Atlas des Coléoptères Scarabaeides laparosticti de France*. Muséum National d’Histoire Naturelle, Paris.
- Lumaret JP. 2010. *Pastoralisme et insectes: des relations complexes DANS Pastoralismes et Entomofaune*. Lumaret JP (Dir.). Association Française de Pastoralisme & CEFE. Cadère éduteur. 11-16.
- Lumaret JP, Kirk AA. 1991. *South temperate Dung Beetles IN Dung Beetle Ecology*. Hanski I, Cambefort Y (Eds). Princeton University Press, New Jersey. 97-115.
- Lumaret JP, Galante E, Lumbreras C, Mena J, Bertrand M, Bernal JL, Cooper JF, Kadiri N, Crowe D. 1993. Effects of ivermectine residues on dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 30(3). 428-436.

- Lumaret JP, Errouissi F. 2002. Use of anthelmintics in herbivores and evaluation of risks for the non target fauna of pastures. *Veterinary Research*, 33(5). 547-562.
- Lynch LI, Dauer JM, Babchuk WA, Heng-Moss T, Golick D. 2018. In Their Own Words: The Significance of Participant Perceptions in Assessing Entomology Citizen Science Learning Outcomes Using a Mixed Methods Approach. *Insects* 9. 1–15.
- Macdonald DW, Collins NM, Wrangham R. 2007. Principles, practice and priorities: the quest for 'alignment' IN *Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 271–289.
- MacDonald C. 2012. Understanding Participatory Action Research : a Qualitative Research Methodology Option. *Canadian Journal of Action Research* 13. 34–50.
- MacDonald AJ, Sarre SD. 2016. A framework for developing and validating taxon-specific primers for specimen identification from environmental DNA. *Molecular ecology resources*, 17(4). 708-720.
- Mace GM, Possingham HP, Leader-Williams N, 2007. Prioritizing choices in conservation *IN Key Topics in Conservation Biology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 17–34.
- Mace GM, Collar NJ, Gaston KJ, Hilton-Taylor C, Akçakaya HR, Leader-Williams N, Milner-Gulland EJ, Stuart SN. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22. 1424–1442.
- Maes D, Isaac NJB, Harrower CA, Collen B, Strien AJ, Roy DB. 2015. The use of opportunistic data for IUCN Red List assessments. *Biol. J. Linn. Soc.* 115. 690–706.
- Magurran A, Henderson PA. 2011. Commonness and rarity *IN Biological diversity frontiers in measurement and assessment*. Magurran A, McGill B (Eds.). Oxford New York: Oxford University Press. 97-104.
- Magurran A, McGill. 2011. Challenges and opportunities in the measurement and assessment of biological diversity *IN Biological diversity frontiers in measurement and assessment*. Magurran A, McGill B (Eds.). Oxford New York: Oxford University Press. 1-9.
- Maiorano L, Amori G, Montemaggiore A, Rondinini C, Santini L, Saura S, Boitani L. 2015. On how much biodiversity is covered in Europe by national protected areas and by the Natura 2000 network: Insights from terrestrial vertebrates. *Conservation Biology* 29. 986–995.
- Manning P, Slade EM, Beynon SA, Lewis OT. 2016. Functionally rich dung beetle assemblages are required to provide multiple ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 218. 87–94.
- Maris V. 2014. Quelle éthique pour la Biodiversité *DANS Sciences de la Conservation*. Gauthier-Clerc, Mesléard et Bondel (Ed.). De Boeck. 83-94.
- Maris V. 2016. Philosophie de la biodiversité petite éthique pour une nature en péril. Nouvelle édition revue et augmentée. ed., La Verte. Paris: Buchet Chastel. 226 p.
- Martín-Forés I, Martín-lópez B, Montes C. 2013. Anthropomorphic factors influencing Spanish conservation policies of vertebrates. *International Journal of Biodiversity*. 142670. 1-9.
- Martín-Piera F. 2001. Area networks for conserving Iberian insects: a case study of dung beetles (col. Scarabaeoidea). *J. Insect Conserv.* 5. 233–252.
- Masmoudi S. 2010. Chapitre 01. Percept – Concept – Décision : Les secrets d'un cheminement émotif et motivé *DANS Du percept à la décision*. Masmoudi S, Naceur A (Eds.). De Boeck Supérieur. 51-98.
- Matagne P. 2002. Comprendre l'écologie et son histoire, les origines, les fondateurs et l'évolution d'une science, Delachaux et Niestlé. 200 p.
- Matagne P. 2013. Education à l'environnement, Education au développement durable : la double rupture. *Ducation et Sensibilisation. Les Cahiers du CERFEE, [en ligne]* 33.
- Mathevet R. 2012. La solidarité écologique ce lien qui nous oblige. Arles: Actes sud. 205 p.
- Matthews JR. 1992. Adult Amateur Experiences in Entomology: Breaking the Stereotypes *IN Insect Popourri*. L. Adams (Ed.). Sanders Cr. 321–328.

- Matthews RW, Flage LR, Matthews JR. 1997. Insects as teaching tools in primary and secondary education. *Annual review of entomology* 42. 269–289.
- Maxwell SL, Fuller RA, Brooks TM, Watson JE. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615). 143-145.
- Mazurié de Keroualin K. 2003. Genèse et diffusion de l'agriculture en Europe agriculteurs-chasseurs-pasteurs (Collection des Hespérides). Paris: Editions Errance. 184 p.
- McClenachan L, Ferretti F, Baum JK. 2012. From archives to conservation: Why historical data are needed to set baselines for marine animals and ecosystems. *Conservation Letters*, 5. 349–359.
- McDonnell MJ, MacGregor-Fors I. 2016. The ecological future of cities. *Science*, 352(6288). 936-938.
- McGill B. 2011. Measuring the spatial structure of biodiversity *IN* Biological diversity frontiers in measurement and assessment. Magurran A, McGill B (Eds.). Oxford New York: Oxford University Press. 152-174.
- McNally RJ. 2016. The Legacy of Seligman's "Phobias and Preparedness" (1971). *Behavior Therapy*, 47. 585-594.
- McPherson JM, Jetz W, Rogers DJ. 2004. The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: Ecological phenomenon or statistical artefact? *J. Appl. Ecol.* 41. 811–823.
- Meinard Y, Quetier F. 2014. Experiencing biodiversity as a bridge over the science–society communication gap. *Conservation biology*, 28(3). 705-712.
- Meine C. 2010. Conservation biology: past and present *IN* Conservation Biology for All. Sohdi NS, Ehrlich PR (Eds). Oxford University Press. Oxford. 7-26.
- Menéndez R, Webb P, Orwin KH. 2016. Complementarity of dung beetle species with different functional behaviours influence dung-soil carbon cycling. *Soil Biology and Biochemistry* 92. 142–148.
- Merckelbach H, Marcel A, van Den H, van der Mollen GM. 1987. Fear of animals: Correlations between fear ratings and perceived characteristics. *Psychological Reports*, 60(3 Pt 2). 1203-1209.
- Merow C, Smith MJ, Edwards TC, Guisan A, McMahon SM, Normand S, Thuiller W, Wüest RO, Zimmermann NE, Elith J. 2014. What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography*, 37. 1267–1281.
- Merow C, Wilson AM, Jetz W. 2016. Integrating occurrence data and expert maps for improved species range predictions. *Global Ecology and Biogeography*. 26(2). 243-258.
- Mesléard F, Alard D. 2014. Une brève histoire de la conservation *DANS* Sciences de la Conservation. Gauthier-Clerc, Mesléard et Bondel (Ed.). De Boeck. 69-82.
- Miaud C, Taberlet P, Dejean T, Coissac E, Miquel C, Pompanon F, Valentini A. 2012. ADN « environnemental » : un saut méthodologique pour les inventaires de la biodiversité. *Sci. Eaux Territ.* 92–95.
- Miller SE, Hausmann A, Hallwachs W, Janzen DH. 2016. Advancing taxonomy and bioinventories with DNA barcodes. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 371, 20150339.
- Miloti T, Baltzinger C, Eichberg C, Eycott AE, Heurich M, Müller J, Noriega JA, Menendez R, Rose R, Slade EM, Somay L, Tahmasebi P, *et al.* 2018. Functionally richer communities improve ecosystem functioning: Dung removal and secondary seed dispersal by dung beetles in the Western Palaearctic. *Journal of Biogeography*. 1–13.
- Mineka S, Öhman A. 2002 Phobias and Preparedness: The Selective, Automatic, and Encapsulated Nature of Fear. *Biological Psychiatry*, 52. 927-937.
- MNHN. 2018. Le printemps 2018 s'annonce silencieux dans les campagnes françaises [en ligne]. Disponible sur : <https://www.mnhn.fr/fr/recherche-expertise/actualites/printemps-2018-s-annonce-silencieux-campagnes-francaises>
- Monge-Nájera J. 2017. The power of short lectures to improve support for biodiversity conservation of unpopular organisms : an experiment with worms 9. 145–150.
- Mora C, Sale PF. 2011. Ongoing global biodiversity loss and the need to move beyond protected areas: A review of the technical and practical shortcomings of protected

- areas on land and sea. *Marine Ecology Progress Series* 434. 251–266.
- Morales Frénoy, C. (2017). *Le droit animal (BibliothèqueS de droit)*. Paris: L'Harmattan. 468 p.
- Morand-Deville J. 2015. *Le droit de l'environnement (11e édition mise à jour. ed., Que sais-je ? Droit-politique 2334)*. Paris: Presses universitaires de France. 124 p.
- Morin E. 2005. *Introduction à la pensée complexe (Points Essais 534)*. Paris: Éditions du Seuil. 158 p.
- Morin E. 2017. *Le temps est venu de changer de civilisation. Dialogue avec Denis Lafay. L'aube*. 111 p.
- Morin E. 2018. *Enseignez à vivre. Manifeste pour changer l'éducation. Actes Sud*. 132 p.
- Morton T. 2010. *The Ecological Thought*. Cambridge MA: Harvard University Press. 163p.
- Moser G. 2009. *Psychologie environnementale les relations homme-environnement (Ouvertures psychologiques LMD)*. Bruxelles: De Boeck. 298 p.
- Mougenot C. 2003. *Prendre soin de la nature ordinaire*. Paris: Éditions de la Maison des sciences de l'homme Institut National de la Recherche Agronomique. 11-28.
- Mucchielli A. 2009. *L'art d'influencer analyse des techniques de manipulation (Nouvelle présentation. ed., Collection U Sciences de la communication)*. Paris: Armand Colin. 174 p.
- Musila S, Prokop P, Gichuki N. 2018. Knowledge and Perceptions of, and Attitudes to, Bats by People Living around Arabuko-Sokoke Forest, Malindi-Kenya. *Anthrozoös* 31. 247–262.
- Myers OE. 2012. *Children and Nature* *IN The Oxford Handbook of Environmental and Conservation Psychology*. Clayton S (Ed). Oxford University Press. 700 p.
- Naess A. 2008. *Écologie, communauté et style de vie. Avec D. Rothenberg. (Dehors)*. Paris: Éd. MF. 372 p.
- Nanney DL. 1982. Genes and phenes in Tetrahymena. *Bioscience* 32. 783–788.
- Nash S. 2004. *Desperately Seeking Charisma: Improving the Status of Invertebrates*. *Bioscience* 54. 487-494.
- Nel A, Doutey C. 2018. Les vrais maîtres du monde ». *Le courrier international, hors série juin-juillet-août*. 132 p.
- Nerbonne JF, Vondracek B. 2003. Volunteer macroinvertebrate monitoring: assessing training needs through examining error and bias in untrained volunteers. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(1), 152-163.
- New TR. 1995. *Introduction to Invertebrate Conservation Biology*. Oxford: Oxford University Press. 194 p.
- New TR. 1999. By-catch, ethics, and pitfall traps. *By-Catch, Ethics, and Pitfall Traps*, 3. 1–3.
- New TR. 2007. Broadening benefits to insect from wider conservation agendas *IN Insect Conservation Biology* Stewart AJA, New TR, Lewis OT (Eds.). CABI, Oxfordshire, UK. 301-321.
- New TR. 2009. *Insect Species Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 260 p.
- Nichols E, Spector S, Louzada J, Larsen T, Amezcua S, Favila ME. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141. 1461–1474.
- Noriega JA, Hortal, J, Azcárate FM, Berg MP, Bonada N, Briones MJ,... Moretti M. 2017. Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology* 26. 8–23.
- Obadia L. 2017. "Croissez et multipliez : remplissez la Terre et soumettez-la" Existe t-il une écologie juive ? *DANS Le souci de la nature*. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS éditions, Paris. 127-140.
- Orgiazzi A, Panagos P, Yigini Y, Dunbar MB, Gardi C, Montanarella L, Ballabio C. 2016. A knowledge-based approach to estimating the magnitude and spatial patterns of potential threats to soil biodiversity. *Science of the Total Environment*, 545–546. 11–20.
- Orsini A. 2017. La construction de la biodiversité en politique internationale à travers l'architecture de son complexe de régimes *DANS Les politiques de la biodiversité* Daniel Compagnon, Estienne Rodary (dir.). Paris, Les Presses de Sciences Po, coll. « Académique » 27-48.

- Ovaskainen O, Tikhonov G, Norberg A, Guillaume Blanchet F, Duan L, Dunson D, Roslin T, Abrego N. 2017. How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecol. Lett.* 20, 561–576.
- Panksepp J. 2005. Affective consciousness: Core emotional feelings in animals and humans. *Consciousness and Cognition* 14. 30–80.
- Paulian R, Baraud J. 1982. Faune des coléoptères de France. II - Lucanoidea et Scarabaeoidea. Lechevalier, Paris. 477 p.
- Pavan M. 1986. A European Cultural Revolution, the Council of Europe's "Charter on Invertebrates". Council of Europe, Strasbourg, France. 51 p.
- Pearson D, Cassola F. 2012. Insect Conservation Biology : What can we learn from Ornithology and Birding ? *IN Insect Conservation: Past, Present and Prospects*. New TR (Ed.). Springer Science & Business Media. 377-401.
- Peh KSH. 2018. Truth matters for conservation and the environment. *Land Use Policy*, 72. 239-240.
- Pepin-Neff CL, Wynter T. 2018. Reducing fear to influence policy preferences: An experiment with sharks and beach safety policy options. *Marine Policy* 88. 222–229.
- Pérez Gordillo J. 2008. El proyecto LIFE "Conservación de artrópodos amenazados de Extremadura." I Jornadas sobre la conservación de los artrópodos en Extremadura. 27–34.
- Pérez-Ramos IM, Marañón T, Lobo, JM, Verdú JR. 2007. Acorn removal and dispersal by the dung beetle *Thorectes lusitanicus*: ecological implications. *Ecological Entomology*, 32(4). 349-356.
- Perna A, Jost C, Couturier E, Valverde S, Douady S, Theraulaz G. 2008. The structure of gallery networks in the nests of termite *Cubitermes* spp. revealed by X-ray tomography. *Naturwissenschaften*, 95(9). 877-884.
- Peslier S. 2003. A propos de Scarabées Recherche d'une clé de détermination illustrée pour la France. *R.A.R.E.*, T. XII (2). 61 – 64.
- Peslier S (a). 2005. Clé de détermination illustrée de la tribu des Oniticeellini de France (Coleoptera, Scarabaeoidea) *R.A.R.E.*, T. XIV (2), 2005. 37-38.
- Peslier S. 2005 (b). Clé de détermination illustrée des tribus des Gymnopleurini, Onitini, Coprini de France (Coleoptera, Scarabaeoidea) *R.A.R.E.*, T. XIV (3). 85 – 92.
- Phillips TK. 2011. The evolutionary history and diversification of dung beetles *IN Ecology and Evolution of Dung Beetles*. Simmons & Ridsdill-Smith (Eds), Blackwell Publishing Ltd. 21-46
- Piccini I, Nervo B, Forshage M, Celi L, Palestrini C, Rolando A, Roslin T. 2017. Dung beetles as drivers of ecosystem multifunctionality: Are response and effect traits interwoven? *Science of the Total Environment*, 616–617. 1440–1448.
- Pigneret M, Mermillod-Blondin F, Volatier L, Romestaing C, Maire E, Adrien J,... Hervant F. 2016. Urban pollution of sediments: impact on the physiology and burrowing activity of tubificid worms and consequences on biogeochemical processes. *Science of the Total Environment*, 568. 196-207.
- Pimm SL, Alibhai S, Bergl R, Dehgan A, Giri C, Jewell Z, Joppa L, Kays R, Loarie S. 2015. Emerging Technologies to Conserve Biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 30. 685–696.
- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science (New York, N.Y.)* 344: 1246752.
- Pina S, Hochkirch A. 2017. Invest in insects. *Science*, 356(6343). 1131-1131.
- Pinton F. 2007. La construction du réseau Natura 2000 en France une politique européenne de conservation de la biodiversité à l'épreuve du terrain. *L'Environnement en question*. Paris: La Documentation française. 249 p.
- Porfirio LL, Harris RMB, Lefroy EC, Hugh S, Gould SF, Lee G, Bindoff NL, Mackey B. 2014. Improving the use of species distribution models in conservation planning and management under climate change. *PLoS One* 9, 1–21.

- Port JA, O'Donnell JL, Romero-Maraccini OC, Leary PR, Litvin SY, Nickols KJ, Yamahara KM, Kelly RP. 2016. Assessing vertebrate biodiversity in a kelp forest ecosystem using environmental DNA. *Molecular Ecology* 25. 527–541.1075.
- Pottier J, Dubuis A, Pellissier L, Maiorano L, Rossier L, Randin CF, Vittoz P, Guisan A. 2013. The accuracy of plant assemblage prediction from species distribution models varies along environmental gradients. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22. 52–63.
- Powney GD, Isaac NJB. 2015. Beyond maps: a review of the applications of biological records. *Biol. J. Linn. Soc.* 115. 532–542.
- Prévot AC, Clayton S, Mathevet R. 2016. The relationship of childhood upbringing and university degree program to environmental identity: experience in nature matters. *Environmental Education Research.* 1–17.
- Prévot AC, Fleury C. 2017. De nouvelles expériences de Nature pour une nouvelle société ? *DANS* Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS éditions, Paris. 9-23.
- Primack R, Sarrazin F, Lecomte J. 2012. *Biologie de la Conservation*. Ed. Dunod. 359 p.
- Prokop P, Tunnicliffe SD. 2010. Effects of having pets at home on children's attitudes toward popular and unpopular animals. *Anthrozoos* 23. 21–35.
- Proosdij van AS, Sosef MS, Wieringa JJ, Raes N. 2016. Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography*, 39(6). 542-552.
- Puissauve R. 2017. Etat de conservation de l'entomofaune d'intérêt communautaire en France: bilan et perspectives dans Les Invertébrés dans la conservation et la gestion des espaces naturels *DANS* Actes du colloque de Toulouse du 13 au 16 mai 2015. Publications du MNHN, Paris. 17-21.
- Purvis A, Hector A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature Insight Biodiversity*, 405, 6783. 212.
- Pyle R, Bentzien M, Opler P. 1981. *Insect Conservation*. Annual Review of Entomology. 233–258.
- R Development Core Team. 2005. R: A language and environment for statistical computing, reference index version 3.3.1. *IN* Computing. RfFS (Ed.). Available: <http://wwwR-project.org>. Viena, Austria.
- Rabinowitz D. 1981. Seven forms of rarity *IN* The biological aspects of rare plant conservation. Synge H (Ed.). Wiley, New York. 205-217.
- Ramade F. 1999. *Le grand massacre: l'avenir des espèces vivantes*. Hachette littératures. 287 p.
- Ramade F. 2008. *Dictionnaire encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité*. Paris: Dunod. 1075 p.
- Ratcliffe BC. 2006. Scarab beetles in human culture *IN* Scarabaeoidea *IN* the 21st Century: a Festschrift Honoring Henry F. Howden. Jameson ML, BC. Ratcliffe (Eds.). The Coleopterists Society Monograph 5. 85–101.
- Ratnieks FL, Schrell F, Sheppard RC, Brown E, Bristow OE, Garbuzov M. 2016. Data reliability in citizen science: learning curve and the effects of training method, volunteer background and experience on identification accuracy of insects visiting ivy flowers. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10). 1226-1235.
- Renner IW. 2013. *Advances in Presence-only Methods in Ecology*. University of New South Wales, Australia. 165 p.
- Renner IW, Warton DI. 2013. Equivalence of MAXENT and Poisson point process models for species distribution modeling in ecology. *Biometrics* 69. 274-281.
- Renner IW, Elith J, Baddeley A, Fithian W, Hastie T, Phillips SJ, Popovic G, Warton DI. 2015. Point process models for presence-only analysis. *Methods Ecol. Evol.* 6. 366–379.
- Renouard C. 2017. Comment habiter la Terre ? *DANS* Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS éditions, Paris. 89-102.
- Repine TB, Lisagor P, Cohen DJ. 2005. The dynamics and ethics of triage: rationing care in hard times. *Military medicine*, 170(6). 505-509.
- Riddle BR, Ladle RJ, Lourie SA, Whittaker RJ. 2011. Basic biogeography: estimating biodiversity and mapping nature *IN* Conservation Biogeography, Ladle RJ, Whittaker RJ (Eds.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK. 48-92.

- Rink M, Sinsch U. 2007. Radio-telemetric monitoring of dispersing stag beetles: implications for conservation. *Journal of Zoology*, 272(3). 235-243.
- Robbins P, Hintz J, Moore SA. 2010. *Environment and Society*. Blackwell Publishing. Oxford, Uk. 295 p.
- Roberge JM, Angelstam P. 2004. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology* 18. 76–85.
- Robert A, Fontaine C, Veron S, Monnet AC, Legrand M, Clavel J, Chantepie S, Couvert D, Ducarme F, Fontaine B, Jiguet F, Viol le I, Rolland J, Sarrazin F, Teplitsky C, Mouchet M. 2017. Fixism and conservation science. *Conservation Biology*, 31(4). 781-788.
- Robertson DP, Hull RB. 2001. Beyond Biology: Toward a more public ecology for conservation. *Conservation Biology*, 15. 970–979.
- Rodrigues ASL, Andelman SJ, Bakarr MI, Boitani L. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428. 640–643.
- Rodrigues ASL, Pilgrim JD, Lamoreux JF, Hoffmann M, Brooks TM. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21. 71–76.
- Rodríguez JP, Brotons L, Bustamante J, Seoane J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Divers. Distrib.* 13. 243–251.
- Rose D. 2018. Avoiding a post-truth world: embracing post-normal conservation. *Conservation and Society*. 1-7.
- Rose DC, Addison P, Ausden M, Bennun L, Mills C, O'Donnell SAL, Parker C, Ryan M, Weatherdon L, Despot-Belmonte K, Sutherland WJ, Robertson RJ. 2017. Decision support tools in conservation: a workshop to improve user-centred design. *Research Ideas and Outcomes* 3: e21074.
- Roslin T. 2000. Dung beetle movements at two spatial scales. *OIKOS* 92. 323–335.
- Roslin T. 2001. Large-scale spatial ecology of dung beetles. *Ecography (Cop.)*. 24. 511–524.
- Ross LK, Ross RE, Stewart HA, Howell KL. 2015. The influence of data resolution on predicted distribution and estimates of extent of current protection of three “listed” deep-sea habitats. *PLoS One* 10, 1–19.
- Rössner E, Schönfeld J, Ahrens D. 2010. *Onthophagus (Palaeonthophagus) medius* (Kugelann, 1792)— a good western palaeartic species in the *Onthophagus vacca* complex (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Onthophagini). *Zootaxa*, 2629. 1-28.
- Roy L, Bon MC, Cesarini C, Serin J, Bonato O. 2016. Pinpointing the level of isolation between two cryptic species sharing the same microhabitat: a case study with a scarabaeid species complex. *Zoologica Scripta*, 45(4). 407-420.
- Samways MJ. 1994. *Insect Conservation Biology*. Goldsmith FB (Ed.). Chapman & Hall, London. 358 p.
- Samways MJ. 2007 (a). Implementing ecological networks for conservation insect and other biodiversity *IN Insect Conservation Biology* Stewart AJA, NEW TR, LEWIS OT (Eds.). CABI, Oxfordshire, UK. 127-142.
- Samways MJ (b). 2007. Insect conservation: a synthetic management approach. *Annual review of entomology* 52. 465–487.
- Samways MJ. 2015. Future-proofing insect diversity. *Curr. Opin. Insect Sci.* 12. 71–78.
- Samways MJ. 2018. Insect Conservation for the Twenty-First Century *IN Insect Science-Diversity, Conservation and Nutrition*. 19-40.
- Samways M, McGeoch M, New T. 2009. *Insect conservation: a handbook of approaches and methods. Techniques in ecology and conservation*. Oxford University Press. 457 p.
- Sarukhan J, Whyte A, Hassan R, Scholes R, Ash N, Carpenter ST, Leemans R. 2005. Millenium ecosystem assessment: Ecosystems and human well-being.
- Sayer EJ, Featherstone HC, Gosling WD. 2014. Sex & Bugs & Rock 'n Roll - getting creative about public engagement. *Trends in Ecology and Evolution* 29. 65–67.
- Schlegel J, Rupf R. 2010. Attitudes towards potential animal flagship species in nature conservation: A survey

- among students of different educational institutions. *Journal for Nature Conservation* 18. 278–290.
- Schnitzler A, Génot J, Wintz M. 2008. Espaces Protégés : De La Gestion Conservatoire Vers La Non-Intervention. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 56. 29–43.
- Scholtz CH. 2009. Evolution and Ecological success of Dung beetles *IN* Evolutionary biology and conservation of Dung Beetles. Scholtz C., Davis A, Kryger U (Eds.). Pensoft, Bulgaria. 29-61.
- Schönfelder ML, Bogner FX. 2017. Individual perception of bees: Between perceived danger and willingness to protect. *PLoS ONE* 12(6): e0180168.
- Schuldt A, Assmann T. 2010. Invertebrate diversity and national responsibility for species conservation across Europe - A multi-taxon approach. *Biological Conservation* 143. 2747–2756.
- Schultz PW, Kaiser FG. 2012. Promoting Pro-Environmental Behavior *IN* The Oxford Handbook of Environmental and Conservation Psychology. Clayton SD (Ed). Oxford University Press. 558-577.
- Schweiger AH, Svenning JC. 2018. Down-sizing of dung beetle assemblages over the last 53 000 years is consistent with a dominant effect of megafauna losses. *Oikos*. 1–8.
- Serres M. 1990. Le contrat naturel. Paris: Bourin. 191 p.
- Shahriari-Namadi M, Tabatabaei HR, Soltani A. 2018. Entomophobia and Arachnophobia Among School-Age Children: A Psychological Approach. *Shiraz E-Medical Journal*, 19(7). 1-6.
- Shanahan DF, Bush R, Gaston KJ, Lin BB, Dean J, Barber E, Fuller RA. 2016. Health benefits from nature experiences depend on dose. *Scientific reports*, 6, 28551. 1-10.
- Shapiro HG, Peterson MN, Stevenson KT, Frew KN, Langerhans RB. 2017. Wildlife species preferences differ among children in continental and island locations. *Environmental Conservation*. 1–8.
- Shaw MR, Hochberg ME. 2001. The neglect of parasitic hymenoptera in insect conservation strategies: The British fauna as a prime example. *Journal of Insect Conservation* 5. 253–263.
- Shepherd VE, Chapman CA. 1998. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. *Journal of Tropical Ecology* 14. 199–215.
- Shiplely NJ, Bixler RD. 2017. Beautiful Bugs, Bothersome Bugs, and FUN Bugs: Examining Human Interactions with Insects and Other Arthropods. *Anthrozoos* 30. 357–372.
- Shiplely NJ. 2017. the Bee'S Knees or Spines of a Spider: What Makes an "Insect " Interesting? Master Thesis. 188 p.
- Siano A, Vollero A, Conte F, Amabile S. 2017. "More than words": Expanding the taxonomy of greenwashing after the Volkswagen scandal. *Journal of Business Research*, 71. 27-37.
- Silva da CA, Votre S. 2009. Encanto E Fascínio: Dimensões Da Sedução Na Educação. *Pensar a Prática* 12 (3). 1–16.
- Simaika JP, Samways MJ. 2010. Biophilia as a universal ethic for conserving biodiversity. *Conserv. Biol.* 24. 903–906.
- Simaika JP, Samways MJ. 2018. Insect conservation psychology. *J. Insect Conserv.* 1–8.
- Skandrani Z. 2017. La sensibilisation environnementale : le rôle des espaces verts urbains DANS Le souci de la nature. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS editions, Paris. 271-281.
- Skibins, J.C., Powell, R.B., Hallo, J.C., 2013. Charisma and conservation: charismatic megafauna's influence on safari and zoo tourists' pro-conservation behaviors. *Biodivers. Conserv.* 22 (4). 959–982.
- Slade EM, Mann DJ, Villanueva JF, Lewis OT. 2007. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *Journal of Animal Ecology*, 76(6). 1094-1104.
- Small E. 2012. The new Noah's Ark: beautiful and useful species only. Part 2. The chosen species. *Biodiversity* 13. 37–53.
- Smith E, Kennedy G. 2009. History of Entomology Entomology *IN* Encyclopedia of INSECTS. Resh VH, Cardé

- RT (Eds.). Second Edition, Vol. 53. London, UK: Academic Press, Elsevier. 449-458.
- Smith RJ, Adams WM, Leather-Williams N (a). 2010. Another entangled bank: making trade-offs more explicit *IN Trade-offs in Conservation: Deciding What to Save*. Leather-Williams N, Adams WM, Smith RJ (Eds). Blackwell Publishing. 365-376.
- Smith RJ, Veréssimo D, Macmillan DC (b). 2010. Marketing and Conservation: How to Lose Friends and Influence People *IN Trade-Offs in Conservation: Deciding What to Save*. Leather-Williams N, Adams WM, Smith RJ (Eds). Blackwell Publishing. 215–232.
- Snaddon JL, Turner EC. 2007. A child's eye view of the insect world: Perceptions of insect diversity. *Environmental Conservation* 34. 33–35.
- Snaddon JL, Turner EC, Foster WA. 2008. Children's perceptions of rainforest biodiversity: Which animals have the lion's share of environmental awareness? *PLoS ONE* 3. 1–5.
- Sneddon LU, Elwood RW, Adamo SA, Leach MC. 2014. Defining and assessing animal pain. *Animal Behaviour* 97. 201–212.
- Sumner S, Law G, Cini A. 2018. Why we love bees and hate wasps. *Ecological Entomology*. 1-10.
- Soulé ME. 1985. What is Conservation Biology. A New Synthetic Discipline Address The Dynamics and Problems of Perturbed Species, Communities, and Ecosystems. *BioScience* 35. 727–734.
- Spear SF, Groves JD, Williams L, Waits LP. 2014. Using environmental DNA methods to improve detectability in a hellbender (*Cryptobranchus alleganiensis*) monitoring program. *Biological Conservation*, 183. 38-45.
- Stavert JR, Gaskett AC, Scott DJ, Beggs JR. 2014. Dung beetles in an avian-dominated island ecosystem: feeding and trophic ecology. *Oecologia*, 176(1). 259-271.
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Folke C. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855.
- Steiner M, Öckinger E, Karrer G, Winsa M, Jonsell M. 2016. Restoration of semi-natural grasslands, a success for phytophagous beetles (Curculionidae). *Biodiversity and Conservation*, 25(14). 3005-3022.
- Stewart AJA, New TR. 2007. Insect conservation in temperate biomes: Issues, Progress and prospects *IN Insect Conservation Biology* Stewart AJA, NEW TR, LEWIS OT (Eds.). CABI, Oxfordshire, UK. 1-33.
- Stirling DA, Boulcott P, Scott BE, Wright PJ. 2016. Using verified species distribution models to inform the conservation of a rare marine species. *Diversity and Distributions*, 22(7). 808-822.
- Stokes DL. 2007. Things we like: Human preferences among similar organisms and implications for conservation. *Human Ecology* 35. 361–369.
- Stork NE. 2009. Biodiversity *IN Encyclopedia of INSECTS*. Resh VH, Cardé RT (Eds.). Second Edition, Vol. 53. London, UK: Academic Press, Elsevier. 75-80.
- Stork NE, McBroom J, Gely C, Hamilton AJ. 2015. New approaches narrow global species estimates for beetles, insects, and terrestrial arthropods. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112. 7519–23.
- Sunderland T, Sunderland-Groves J, Shanley P, Campbell B. 2009. Bridging the gap: how can information access and exchange between conservation biologists and field practitioners be improved for better conservation outcomes? *Biotropica*, 41(5)/ 549-554.
- Swingland IR. 2001. Biodiversity, Definition of. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press. 377–391.
- Taberlet P, Coissac E, Hajibabaei M, Rieseberg LH. 2012. Environmental DNA. *Mol. Ecol.* 21. 1789–93.
- Takahara T, Minamoto T, Doi H. 2015. Effects of sample processing on the detection rate of environmental DNA from the Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Biol. Conserv.* 183. 64–69.
- Tam K. 2013. Dispositional empathy with nature. *Journal of Environmental Psychology*, 35. 92-104
- Tellería JL. 2013. Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies Loss of biodiversity : causes and consequences of the species loss. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 13–26.

- Terrasson F. 1991. *La peur de la nature* (2e éd. ed.). Paris: Sang de la terre. 192 p.
- Terrasson F. 1994. *La civilisation anti-nature* (Conscience de la terre). Éditions du Rocher, Paris. 297 p.
- Thomaes A, Kervyn T, Maes D. 2008. Applying species distribution modelling for the conservation of the threatened saproxylic Stag Beetle (*Lucanus cervus*). *Biol. Conserv.* 141. 1400–1410.
- Thomsen PF, Willerslev E. 2015. Environmental DNA – An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biol. Conserv.* 183. 4–18.
- Thomsen PF, Kielgast J, Iversen LL, Wiuf C, Rasmussen M, Gilbert MTP, Orlando L, Willerslev E. 2012. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Mol. Ecol.* 21. 2565–73.
- Thuiller W, Guéguen M, Bison M, Duparc A, Garel M, Loison A, Renaud J, Poggiato G. 2017. Combining point-process and landscape vegetation models to predict large herbivore distributions in space and time—A case study of *Rupicapra rupicapra*. *Divers. Distrib.* 24. 352–362.
- Tini M, Bardiani M, Chiari S, Campanaro A, Maurizi E, Toni I, ... Carpaneto GM. 2018. Use of space and dispersal ability of a flagship saproxylic insect: a telemetric study of the stag beetle (*Lucanus cervus*) in a relict lowland forest. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1). 116-129.
- Tocco C, Villet M. 2016. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeoidea) assemblages in the western Italian Alps: benchmark data for land use monitoring. *Biodivers. Data Journal*, 4, e10059. 1-13.
- Tohmé G, Tohmé H. 1991. *Éducation et protection de l'environnement* (L'éducateur 100). Paris: Presses universitaires de France. 289 p.
- Tonelli M, Verdú JR, Zunino ME. 2017. Effects of grazing intensity and the use of veterinary medical products on dung beetle biodiversity in the sub-mountainous landscape of Central Italy. *PeerJ* 5, e2780.
- Toomey AH, Domroese MC. 2013. Can citizen science lead to positive conservation attitudes and behaviors? *Human Ecology Review* 20. 50–62.
- Toomey AH, Knight AT, Barlow J. 2017. Navigating the space between research and implementation in conservation. *Conservation Letters*, 10(5). 619-625.
- Tournois J, Mesnil F, Kop JL. 2000. Autoduperie et hétéroduperie: un instrument de mesure de la désirabilité sociale. *Revue européenne de psychologie appliquée*, 50(1). 219-232
- Touroult J, Ramage T, Régnier C, Tercerie S, Witté I, Gargominy O. 2017. Référentiel taxonomique et connaissance des répartitions : état d'avancement en métropole et en outre mer *DANS Actes du colloque de Toulouse du 13 au 16 mai 2015*. Publications du MNHN, Paris. 17-21.
- Trochet A, Schmeller DS. 2013. Effectiveness of the Natura 2000 network to cover threatened species. *Nature Conservation* 4. 35–53.
- Tronquet M. 2014. *Catalogue des Coléoptères de France*. Association Roussillonnaise d'Entomologie, Perpignan. 1052 p.
- Troudet J, Grandcolas P, Blin A, Vignes-Lebbe R, Legendre F. 2017. Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Scientific Reports* 7. 1–14.
- Valentini A, Pompanon F, Taberlet P. 2009. DNA barcoding for ecologists. *Trends Ecol. Evol.* 24. 110–7.
- Valmy L. 2012. *Modèles hiérarchiques et processus ponctuels spatio-temporels*. Université des Antilles-Guyane. 171 p.
- Van Lenteren JC. 2006. Ecosystem services to biological control of pests: why are they ignored? *Proc. Neth. Entomol. Soc. Meet.* 17. 103–111.
- Van Praët M, Duée PH, Mignard JP. 2017. Une éthique pour habiter la Terre autrement *DANS Le souci de la nature*. Fleury C, Prévot AC (Dir.). CNRS éditions, Paris. 319-333.
- Vasstrom M, Normann R. 2014. Role transformations in collaborative R&D projects as reciprocation between research, practice and policy. *Int. J. Action Res.* 10. 184–212.
- Veiga CM, Lobo JM, Martín-Piera F. 1989. Las trampas pitfall con cebo, sus posibilidades en el estudio de las

- comunidades coprofagas de Scarabaeoidea (Col.). II: Analisis de efectividad. *Rev. Écol. Biol. Sol.* 26. 91–109.
- Verbeek P, Wall FBM. 2002. The primate relationship with nature : biophilia as a general pattern IN *Children and nature: Psychological, sociocultural, and evolutionary investigations.* Kahn P, Kellert SR (Eds.). MIT Press. 1-28.
- Verdú JR, Cortez V, Ortiz AJ, González-Rodríguez E, Martínez-Pinna J, Lumaret JP, Lobo JM, Numa C, Sánchez-Piñero F. 2015. Low doses of ivermectin cause sensory and locomotor disorders in dung beetles. *Scientific Reports* 5:1–10.
- Verdú JR, Lobo JM, Sánchez-Piñero F, Gallego B, Numa C, Lumaret JP, Rey A. 2018. Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: An interdisciplinary field study. *Science of the Total Environment* 618. 219–228.
- Veríssimo D, MacMillan DC, Smith RJ. 2011. Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters*, 4(1). 1-8.
- Veríssimo D, Bianchessi A, Arrivillaga A, Cadiz FC, Mancao R, Green K. 2018. Does It Work for Biodiversity? Experiences and Challenges in the Evaluation of Social Marketing Campaigns. *Social Marketing Quarterly* 24. 18–34.
- Viejo JL, Sánchez Cumplido C. 1995. Normas legales que protegen a los artrópodos en España. *Boln. Asoc. esp. Ent.* 19. 175–189.
- Virgili A, Authier M, Monestiez P, Ridoux V. 2018. How many sightings to model rare marine species distributions. *PLoS One* 13, 1–21.
- Wagler R, Wagler A. 2012. External insect morphology : A negative factor in attitudes toward insects and likelihood of incorporation in future science education settings. *International Journal of Environmental & Science Education*, 7. 313–325.
- Wardhaugh KG. 2005. Insecticidal activity of synthetic pyrethroids, organophosphates, insects growth regulators, and other livestock paracitcides: An Australian perspective. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24. 789-796.
- Warren MS, Bourn N, Brereton T, Fox R, Middlebrook I, Parsons MS. 2007. What does RedLists done for us? The values and limitations of protected species listing for invertebrates *IN Insect Conservation Biology* Stewart AJA, NEW TR, LEWIS OT (Eds.). CABI, Oxfordshire, UK. 76-91.
- Waterhouse DF. 1974. The Biological control of Dung. *Scientific American*. 230. 101-107.
- Warton DI, Shepherd LC. 2010. Poisson point process models solve the “pseudo-absence problem” for presence-only data in ecology. *The Annals of Applied Statistics*, 4(3). 1383-1402.
- Warton DI, Renner IW, Ramp D. 2013. Model-based control of observer bias for the analysis of presence-only data in ecology. *PLoS One* 8. 1-9.
- Warton DI, Blanchet FG, O’Hara RB, Ovaskainen O, Taskinen S, Walker SC, Hui FK. 2015. So many variables: Joint modeling in community ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 30. 766–779.
- Weber DC, Lundgren JG. 2009. Detection of predation using qPCR: effect of prey quantity, elapsed time, chaser diet, and sample preservation on detectable quantity of prey DNA. *Journal of Insect Science*, 9(1). 41.
- Wells SM., Pyle RM, Collins NM. 1983. The IUCN invertebrate red data book. The IUCN invertebrate red data book.
- White RL, Sutton AE, Salguero-Gómez R, Bray TC, Campbell H, Cieraad E, Geekiyanage N, Gherardi L, Hughes AC, Jørgensen PS, Poisot T, DeSoto L, Zimmerman N. 2015. The next generation of action ecology : novel approaches towards global ecological research. *Ecosphere* 6, art134. 1-16.
- Whittaker RJ, Ladle RJ. 2011. The roots of conservation biogeography *IN Conservation Biogeography*, Ladle RJ, Whittaker RJ (Eds.). Wiley-Blackwell, Oxford, UK. 3-12.
- Wilson EO. 1987. The Little Things That Run the World (The Importance and Conservation of Invertebrates). *Conservation Biology* 1. 344–346.
- Wilson KA, Law EA. 2016. How to avoid underselling biodiversity with ecosystem services: a response to

Silvertown. *Trends in ecology & evolution*, 31(5). 332-333.

Wisz MS, Pottier J, Kissling WD, Pellissier L, Lenoir J, Damgaard CF, Dormann CF, Forchhammer MC, Grytnes JA, Guisan A, Heikkinen RK, Høye TT, Kühn I, Luoto M, Maiorano L, Nilsson MC, Normand S, Öckinger E, Schmidt NM, Termansen M, Timmermann A, Wardle DA, Aastrup P, Svenning JC. 2013. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: Implications for species distribution modelling. *Biol. Rev.* 88. 15–30.

Wolf OO, Wiggins GA. 2018. Look ! It ' s moving ! Is it alive ? How movement affects humans ' af fi nity to living and non-living entities. 1–15.

Wright AJ, Veríssimo D, Pilfold K, Parsons ECM, Ventre K, Cousins J, Jefferson R, Koldewey H, Llewellyn F, McKinley E. 2015. Competitive outreach in the 21st century: Why we need conservation marketing. *Ocean and Coastal Management* 115. 41–48.

Wüst-Ackermann P, Vollmer C, Randler C, Itzek-Greulich H. 2018. The vivarium: Maximizing learning with living invertebrates—An out-of-school intervention is more

effective than an equivalent lesson at school. *Insects*, 9(1). 1-26.

Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16. 446–453.

Yoshihara Y, Sato S. 2015. The relationship between dung beetle species richness and ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology* 88. 21–25.

Young A, Khalil KA, Wharton J. 2018. Empathy for Animals: A Review of the Existing Literature. *Curator: The Museum Journal*. 1–17.

Young HS, McCauley DJ, Galetti M, Dirzo R. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47. 333–358.

Zheng D, Chang SC, Wang H, Fang Y, Wang J, Feng C, Xie G, Jarzembowski EA, Zhang H, Wang B. 2018. Middle-Late Triassic insect radiation revealed by diverse fossils and isotopic ages from China. Vol. 4, no. 9, [eaat1380](https://doi.org/10.1093/iob/obz013)

Liste des Articles & Communications scientifiques

Publications dans des revues à comité de lecture

- 2017 Leandro C., Vergnes A. & Jay-Robert P. *Bias and Perspectives in Insect Conservation: a European scale analysis*. Biological Conservation, 215, 213-224.

Autres publications

- 2017 Leandro C, Hertzog L, Jay-Robert P. *A la poursuite du p'tit rouleur: élaboration d'un observatoire de l'entomofaune coprophage (Scarabaeoidea)* dans Les Invertébrés dans la conservation et la gestion des espaces naturels DANS Actes du colloque de Toulouse du 13 au 16 mai 2015. Publications du MNHN, Paris. 17-21.

- 2016 Leandro C & Jay-Robert P. *L'ADNe pour inventorier l'entomofaune "ordinaire"*. *Natura Catalana*, n°31. 5-7.

Jay-Robert P, Leandro C, Perrin W [auteurs par ordre alphabétique]. *Les Scarabées, des sacrés coléoptères*. *Revue Egypte & Afrique orientale*. 3-10.

- 2015 Leandro C & Itac-Bruneau R. *Botaniste, le meilleur ami du lépidoptériste : L'exemple de l'enquête Gentiane-Azuré*. *La Garance Voyageuse*, n°112, spécial Plantes et insectes. 26-28.

Leandro C & Machon N. *Sauvages de ma rue : Un programme participatif pour mieux gérer la biodiversité urbaine*. *Le Courrier de la Nature*, n°290.

Communications & Congrès

- 2018 Leandro C, Renner I, Mériguet B, Houard X, De Flores M, Jay-Robert P. *Is my SDM good enough? Insights from a Lucanoidea citizen science dataset in a Point Process Modeling framework*. [Oral] Colloque International de la Société Française d'Ecologie et Evolution, Rennes, France.

Leandro C & Jay-Robert P. *Le bestiaire contemporain et la place de l'insecte : quelles voies pour l'éducation et la conservation de l'entomofaune ?* [Oral] EcoloTech', Montpellier, France.

Leandro C & Jay-Robert P. *ScaraB'Obs : un observatoire pour promouvoir l'étude et la conservation des bousiers*. Journée thématique OSU-OREME/CEMEB dédiée aux Sciences Participatives, Montpellier France.

Leandro C, Cortet J, Blanc N, Boccadifuoco Z, Del Papa C, Maitre G, Jay-Robert P. *La place des invertébrés dans l'esprit (et dans le cœur) du grand public*. [Oral] Colloque International Francophone d'Entomologie (CIFE), Montpellier, France.

- 2017 Leandro C, Dejean T, Jay-Robert P. *eDNA as a way forward to improve detection of soil invertebrates*. [Oral] International Congress for Conservation Biology (ICCB), Cartagena, Colombia
- Leandro C, Jay-Robert P, Vergnes A. *Bias and Perspectives in Insect Conservation: a European scale analysis*. [Oral] International Congress for Conservation Biology (ICCB), Cartagena, Colombia
- 2016 Leandro C, Bellemain E & Jay-Robert P. *Genetic Monitoring as an Opportunity to improve Insect Conservation*. [Poster] EcoloTech', Montpellier, France.
- Leandro C. *Insect Conservation: Why and How?* [Oral] Journée des Doctorants du CEFE, Montpellier, France.
- 2015 Leandro C. *ScaraB'obs : confronter les modèles aux retours de terrain*. [Oral] CiSStats, Avignon, France.
- Leandro C, Carré J & Chuine I. *Seasons' observatory: Collaboration between citizens and scientists*. [Poster] ICCB, Montpellier, France.

Vulgarisation Scientifique

- 2018 Minute Papillon ! Où sont passé les insectes ? Soirée Pint of Science, Montpellier.
- 2017 Moi moche et fragile. Film d'animation réalisé par Marion Babin, Jérémie Barlier, Alexia Caillaud et Floriane de Gérard, étudiants du Master ACCES de l'Université de Montpellier. Encadrement scientifique : Camila Leandro, Alan Vergnes et Pierre Jay-Robert.
- 2016 Hervé le bousier. Film d'animation réalisé par Anaïs André, Justine Rivers-Moore, Maude Khalil-Lortie et Raphaële Solé, étudiantes du Master IEGB de l'Université de Montpellier. Encadrement scientifique : Camila Leandro et Pierre Jay-Robert. Deuxième prix du Festival AlimenTerre 2016.

Activités d'enseignement et d'encadrement

Enseignements

- 2017 Animation et gestion de projets avec des méthodes participatives, Master 1, UPVM3 – 6h00
- 2017 Sciences de la Vie et de la Terre (P. Jay-Robert) Licence 3 Sciences de l'éducation, UPVM3–19 h
- 2017 Méthodes moléculaires d'inventaire d la biodiversité, Master Gestion et Conservation de la Biodiversité, Université de Bretagne Occidentale– 3 h
- 2017 Sciences de la Vie et de la Terre (P. Jay-Robert) Licence 3 Sciences de l'éducation (Enseignement à distance - EAD), UPVM3– 39 h
- 2016 Animation et gestion de projets avec des méthodes participatives, Master 1, UPVM3 – 6h00
Animation et gestion de projets avec des méthodes participatives, Master 2, UPVM3 – 6h00
- 2016 Sciences de la Vie et de la Terre (P. Jay-Robert) Licence 3 Sciences de l'éducation (EAD), UPVM3– 39 h
- 2016 Module Biologie générale (L. Dormont) Licence 1 Psychologie, UPVM3 – 13 h

Encadrements

- 2017 Co-encadrement avec P. Jay-Robert **Licence 3 Pro** (Matthias Brand) EDEN, Université de Montpellier. « Prise en compte de l'écueil taxonomique dans l'évaluation de l'état de conservation de la biodiversité ».
- 2017 Encadrement **Licence 3** (Camille Savio) Psychologie, UPVM3. « Leviers sociétaux pour la conservation de l'entomofaune ordinaire : Analyse comparative d'interventions ponctuelles sur la déclaration d'intention de protection des insectes ».
- 2016 Encadrement **Licence 1** (Sophia Savagner) Psychologie, UPVM3. « Perception des insectes par les humains et conservation ».