

# Les inventaires nationaux : quelles valorisations au-delà des cartes de répartition ?

## Résumé

Les atlas de distribution des espèces établis à partir des inventaires nationaux constituent une base de données importante et d'une excellente fiabilité pour les points de présence d'espèces, grâce au travail de validation des données réalisé par les experts des différents taxons. Ces données ont jusqu'à présent été utilisées pour la description de la répartition spatiale de chaque espèce individuellement, mais ont rarement été synthétisées et rassemblées dans une étude intergroupe pour représenter et « comprendre » la biodiversité française dans son ensemble.

Après avoir évoqué les différents types de questions auxquelles les inventaires peuvent répondre, l'exposé présente un des axes d'analyse des données d'atlas à l'échelle de la France métropolitaine : la distribution spatiale de la biodiversité et les effets de congruence de biodiversité entre taxons.

Il s'agit d'une approche biogéographique, descriptive des patrons de distribution et des congruences entre groupes taxonomiques, fondée sur un ensemble de près de 1100 espèces (majoritairement faune) dont la répartition à l'échelle française est bien connue. La distribution de la biodiversité est représentée par des cartes synthétiques de différents indices (richesse, complémentarité). La complémentarité des assemblages a été évaluée grâce à un logiciel d'optimisation spatiale (Marxan). Le caractère indicateur de différents groupes taxonomique est abordé par la congruence spatiale de leurs « hotspots » et le positionnement des aires protégées par rapport aux différents indices est discuté.

JULIEN TOUROULT  
[touroult@mnhn.fr](mailto:touroult@mnhn.fr)

ISABELLE WITTÉ  
[iwitte@mnhn.fr](mailto:iwitte@mnhn.fr)

*Service du patrimoine naturel  
Muséum national d'histoire naturelle  
CP41, 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire  
75 005 Paris*

## INTRODUCTION

Inventorier les espèces présentes constitue un but évident aux yeux de tout bon naturaliste. Pour le gestionnaire d'espace naturel, c'est la base de la connaissance : comment imaginer préserver et gérer sans savoir quel est ce patrimoine et où il se trouve dans l'espace géré ? Cette compilation d'informations mérite cependant d'être questionnée quant à son usage effectif. Pour les grands atlas de répartition, Jean Leclerc en 1979 indiquait déjà à propos du projet de cartographie des invertébrés européens : « la documentation que nous voulons certes riche n'est pas faite pour un plaisir extatique ; ce n'est pas un but, c'est un outil, un moyen qui a une raison d'être bien plus opportune que celle de contribuer à la cartographie parfaite. C'est d'abord une source d'informations pour répondre à des questions émanant des écologistes, des responsables de la conservation de la nature, des aménageurs ».

L'exposé concerne les inventaires nationaux d'espèces et les atlas de répartition qui en sont issus (Touroult *et al.*, 2012). Colossal effort de collecte de données mobilisant les réseaux de naturalistes de terrain, ces atlas nous semblent trop souvent réduits à leur finalité première, à savoir connaître la répartition des espèces. Les atlas français nous paraissent ainsi sous-valorisés en termes d'analyses macroécologiques et de biogéographie appliquée à la conservation. L'exposé présente quelques unes de ces utilisations possibles, issues d'un rapport du Service du patrimoine naturel (Witté *et al.*, 2013).

### Les utilisations des inventaires aux différentes échelles

La notion d'inventaire peut avoir plusieurs acceptions mais recouvre toujours une notion de démarche systématique organisée, avec l'objectif de réaliser un état des lieux précis et actualisé. Les inventaires naturalistes permettent de savoir quelles sont les espèces présentes et à plus large échelle quelle est leur distribution. Par rapport à des protocoles dédiés au suivi temporel, la comparaison dans le temps d'inventaires est généralement délicate en raison des nombreux biais possibles (Botts *et al.*, 2012).

Au niveau local, par exemple dans un espace protégé, les inventaires permettent de connaître le patrimoine à conserver et de définir des enjeux naturalistes par secteur géographique. L'analyse des inventaires, en tenant compte des traits des espèces (spécialisations, exigences écologiques etc.) et en relation avec des espaces de références jugés en bon état, permet d'aller vers une évaluation de l'état des milieux. Les inventaires de Syrphidae et de rhopalocères ont ainsi été comparés aux cortèges attendus dans le but d'évaluer l'état de conservation des milieux agropastoraux (Maciejewski *et al.*, 2013).

À plus large échelle, les inventaires nationaux (ou régionaux) sont réalisés sur une grille (maillage) généralement assez large (par exemple 10 x 10 km) et n'apportent donc pas d'information directement exploitable pour la gestion ou la définition des espaces protégés. Les inventaires nationaux peuvent cependant servir aux stratégies de conservation à une échelle plus « macro ». Ils permettent par exemple de définir des « points chauds » de biodiversité selon divers critères basés sur la répartition de nombreuses espèces. Ils fournissent des indications sur la rareté, dans le sens géographique du terme

(Rabinowitz, 1981), et servent par ce biais à évaluer le degré de menace au sens des listes rouges (critères d'aire de répartition et d'aire d'occupation). Les inventaires nationaux apportent les données de base pour les démarches de planification de la conservation (« systematic conservation planning », Margules & Pressey, 2000). Ces démarches, assez peu développées en France, si ce n'est marginalement dans la stratégie de création d'aires protégées (Coste *et al.*, 2010), visent à définir des ensembles complémentaires de secteurs à préserver afin de conserver les différentes cibles de conservation (par exemple les espèces endémiques et les espèces menacées).

Les données des inventaires servent aussi à définir ou valider les grands découpages biogéographiques. De façon un peu plus théorique, les atlas de répartition permettent de tester certaines hypothèses de congruence de distribution entre différents groupes taxonomiques (comme par exemple : « la richesse spécifique des oiseaux est indicatrice de la richesse des insectes » ou « les changements de composition floristique indiquent un changement de la communauté d'invertébrés »). Dans la mesure où de telles hypothèses constituent le postulat implicite de nombreuses stratégies de conservation, leur vérification est loin d'être superflue (Lund & Rahbek, 2002 ; Santi *et al.*, 2010).

## Matériel et méthodes

### Données sources utilisées

Les bases de données utilisées pour les analyses présentées par la suite sont celles issues des atlas publiés, dont les données sont diffusées par l'INPN (MNHN, en ligne) et qui sont accessibles en téléchargement via le portail du GBIF (Global Biodiversity Information Facility). Les huit bases de données sélectionnées (Tableau 1) sont choisies sur la base de leur complétude (nombre de données disponibles et homogénéité de la couverture géographique) et du nombre de taxons représentés (Touroult *et al.*, 2012). Au total, 1097 espèces ont été utilisées dans ces analyses. La large période couverte et l'ancienneté de certaines données ne sont pas considérées comme un problème dans la mesure où l'analyse porte sur la description des grands patrons biogéographiques et non sur l'interprétation de la qualité actuelle des milieux au regard de tel ou tel groupe d'espèces.

**Tableau 1** : Origine des bases de données des atlas ; Les nombres de taxons et les maillages indiqués sont ceux des bases de données originales avant traitement.

Ouvrage	Parution	Coordinateurs	Période	Nb de taxons	Nb de données
Atlas des mammifères sauvages de France	1984	FAYARD A.	1883-1984		
	124	133 000			
Atlas des coléoptères scarabéides Laparosticti de France	1990	LUMARET J.-P.	1822-1989	192	37 400

Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France	1994	YAETMAN-BERTHELOT D. & JARRY G.	1970-1991	292	205 642
Atlas des orthoptères et des mantidés de France	2003	VOISIN J.-F.	1880-2002	243	42 600
Orchidées de France métropolitaine	2010	DUSAK F. & PRAT D.	1980-2008	165	80 576
Les poissons d'eau douce de France	2011	KEITH P., PERSAT H., FEUNTEN E. & ALLARDI J.	1985-2011	98	310 000
Atlas des amphibiens et reptiles de France	2013	LESCURE J. & de MASSARY J.-C.	1974-2012	81	179 426

### Analyse de la complémentarité des secteurs

Le logiciel Marxan est utilisé afin de définir des scores d'« irremplaçabilité » basés sur la complémentarité des assemblages d'espèces dans chaque maille (BALL *et al.*, 2009). Ce logiciel permet de créer des combinaisons de mailles permettant d'atteindre un objectif de représentation de la biodiversité à l'échelle de la métropole française tout en minimisant le nombre de mailles nécessaires pour atteindre cet objectif. Dans le cas présent, l'objectif est de créer des réseaux de mailles permettant de représenter au moins une occurrence de chaque espèce. Cet objectif, quoique simpliste, permet de mettre en évidence des réseaux de mailles complémentaires ayant une forte contribution à la biodiversité nationale.

Ce processus d'optimisation est ensuite répété un nombre important de fois (100 fois) de manière à faire apparaître les différentes options de réseaux permettant d'atteindre l'objectif. La superposition des réseaux créés au cours de ces itérations permet finalement de faire émerger les mailles qui contribuent fortement à l'atteinte de l'objectif et qui sont donc sélectionnées dans un grand nombre d'options de réseaux. Ces mailles sont souvent caractérisées par de fortes richesses spécifiques et/ou par la présence d'espèces peu fréquentes en métropole française (espèces rares et/ou endémiques). Le score d'irremplaçabilité de chaque maille est défini par le pourcentage du nombre d'itérations dans lequel la maille a été sélectionnée (Figure 1).

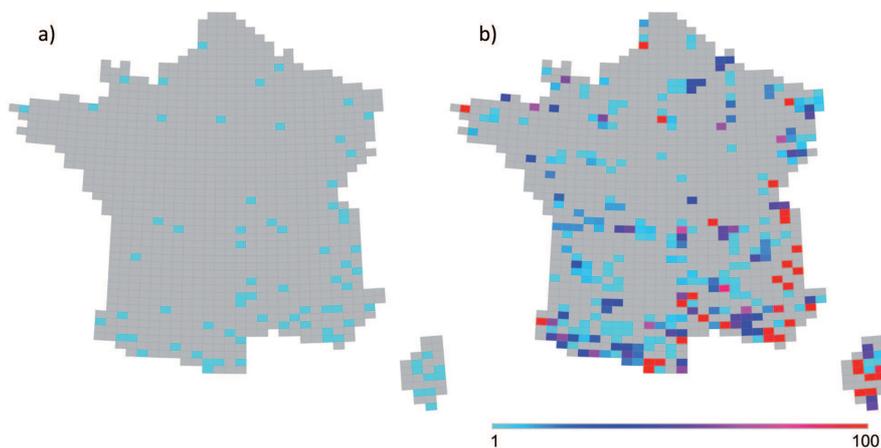


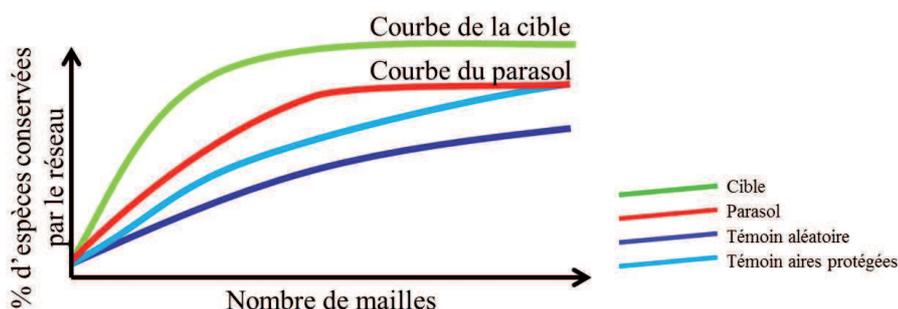
Figure 1 : Étapes de calcul des scores d'irremplaçabilité avec le logiciel Marxan pour les assemblages des 1097 espèces ; a) un exemple de réseau optimal de mailles complémentaires pour la représentation de la biodiversité ; b) superposition de 100 réseaux optimaux générant des scores d'irremplaçabilité (%age) pour chaque maille. Détail de la carte de droite : les mailles rouges sont irremplaçables à 100 %, c'est-à-dire qu'elles doivent être conservées si on veut conserver toutes les espèces ; à l'inverse, les mailles grises peuvent être interchangeables et présentent des assemblages d'espèces plutôt répandus en France.

Nous avons également produit un score d'irremplaçabilité pour des scénarios impliquant la conservation de 5 occurrences de chaque espèce. Ce seuil d'occurrence reflète les critères et seuils de la liste rouge pour la qualification des espèces en danger (EN) (si l'espèce n'existe plus que dans 5 sites). Dans ce scénario, les mailles abritant des espèces dont le contingent n'atteint pas 5 mailles sont intégralement conservées.

### Analyse du caractère indicateur d'un taxon pour un autre

Le caractère indicateur est pris dans cet article dans un sens d'indicateur spatial pour la conservation de la biodiversité : « est-ce qu'une sélection de réserves idéale pour les grenouilles est également performante pour les libellules ? » Cette approche s'appuie sur les réseaux optimaux de mailles présentés précédemment et selon une approche classique analysée par Rodrigues & Brooks (2007). Des réseaux de mailles de taille croissante sont optimisés pour couvrir progressivement toutes les espèces d'un groupe « parasol » (groupe indicateur). On utilise ensuite ce même réseau pour tracer la courbe aire-espèce d'un groupe « cible » (groupe « indiqué »). Plus cette courbe aire-espèce augmente rapidement, plus le groupe « parasol » est considéré comme un bon indicateur du groupe « cible », puisque les sites choisis pour conserver ce groupe « parasol » permettent également de conserver efficacement la richesse du groupe « cible ». La courbe aire-espèce du groupe cible basée sur le réseau du « parasol » (« courbe du parasol » dans la Figure 2) est comparée d'une part avec la vraie courbe aire-espèce du groupe « cible » (qui représente l'indicateur « parfait » ; « courbe de la cible » dans la Figure 2), d'autre part avec des tirages aléatoires de mailles dans l'ensemble du territoire et enfin avec un tirage aléatoire dans les mailles ayant un fort recouvrement d'aires protégées (détails dans Witté *et al.*, 2013).

Figure 2 : Exemple de courbes aire-espèce de « substitutivité » en fonction du nombre de mailles incluses dans la solution de Marxan. En vert, l'évolution du nombre d'espèces conservées dans un groupe taxonomique cible avec le nombre de mailles retenues pour la conservation de ce groupe cible ; En rouge, l'évolution du nombre d'espèces conservées dans un groupe taxonomique cible avec le nombre de mailles retenues pour la conservation d'un autre groupe dit « parasol » ; En bleu foncé : l'évolution du nombre d'espèces conservées dans un groupe taxonomique cible avec le nombre de mailles retenues au hasard parmi les mailles de France métropolitaine ; En bleu clair : l'évolution du nombre d'espèces conservées dans un groupe taxonomique cible avec le nombre de mailles retenues au hasard parmi les mailles contenant des aires protégées.



## Corrélation avec la présence d'espaces à statut

L'idée est ici de tester si les aires protégées sont bien situées sur les secteurs irremplaçables, et/ou sur les secteurs les plus riches en espèces. Les espaces à statut considérés ici sont de 3 types : les espaces à protection forte pris en compte dans la stratégie de création d'aires protégées (SCAP : cœur de parcs nationaux, réserves naturelles et biologiques, arrêtés de protection de biotope), les sites Natura 2000 (ZPS et ZSC) et les sites de l'inventaire ZNIEFF.

Les indices de richesse et d'irremplaçabilité ont été corrélés avec le taux de recouvrement des espaces à statut dans la maille, à l'aide d'un coefficient de corrélation de rang de Spearman. Pour chaque indicateur (richesse et irremplaçabilité) et chacun des 8 groupes taxonomiques, on obtient ainsi un coefficient de corrélation avec le taux de recouvrement des espaces à statut. On peut ensuite comparer la différence de coefficients de corrélation entre richesse et irremplaçabilité.

## Résultats et discussion

### La complémentarité des assemblages : une notion plus utile que la richesse spécifique

Trop souvent, les questions de conservation de la biodiversité sont réduites à la richesse locale en espèces. Ceci revient à négliger des questions d'échelle et la dimension de la biodiversité appelée diversité bêta ( $\beta$ ), c'est-à-dire, de façon résumée, la variation de composition en espèces entre les communautés.

À une échelle nationale, si on examine uniquement la richesse en espèce (Figure 3), un grand arc sud/sud-est apparaît. La Corse ou le Sud-Ouest sont relativement pauvres, de même que la péninsule bretonne. Il est intéressant de noter que ce patron n'est pas constant selon les différents groupes taxonomiques étudiés (Figure 3). La répartition de la richesse en oiseaux est très homogène ; celle des coléoptères bousiers, des orchidées et des reptiles montre un fort gradient décroissant vers le nord ; à l'inverse les amphibiens sont plutôt plus riches dans la moitié nord.

L'irremplaçabilité (Figure 4) suit en partie le patron de richesse en espèces et met en avant de façon concordante l'importance de la zone biogéographique méditerranéenne dont le sud-est de la France est à la fois un secteur refuge, diversifié et riche en espèces endémiques. Cependant, il met aussi en évidence la Corse, l'ouest des Pyrénées et l'Alsace. Ces secteurs n'abritent pas nécessairement un grand nombre d'espèces mais comportent des espèces qu'on ne trouve que là. Pour la Corse, il s'agit d'espèces endémiques. Pour l'ouest des Pyrénées et l'Alsace, il s'agit surtout d'espèces en limite d'aire de répartition.

Dans une stratégie visant à conserver efficacement l'ensemble des espèces de France, l'approche par la complémentarité et l'irremplaçabilité s'avère bien plus pertinente que celle par la richesse, qui pourrait conduire à privilégier des secteurs riches sans considération de la complémentarité des assemblages, au détriment de zones plus pauvres en espèces, mais plus originales en termes

de composition (ORME *et al.*, 2005). Il est également utile de prendre un cadre d'étude plus large que la zone d'intérêt, pour éviter un effet de frontière administrative qui limite les options et l'efficacité de la planification (MOILANEN *et al.*, 2013).

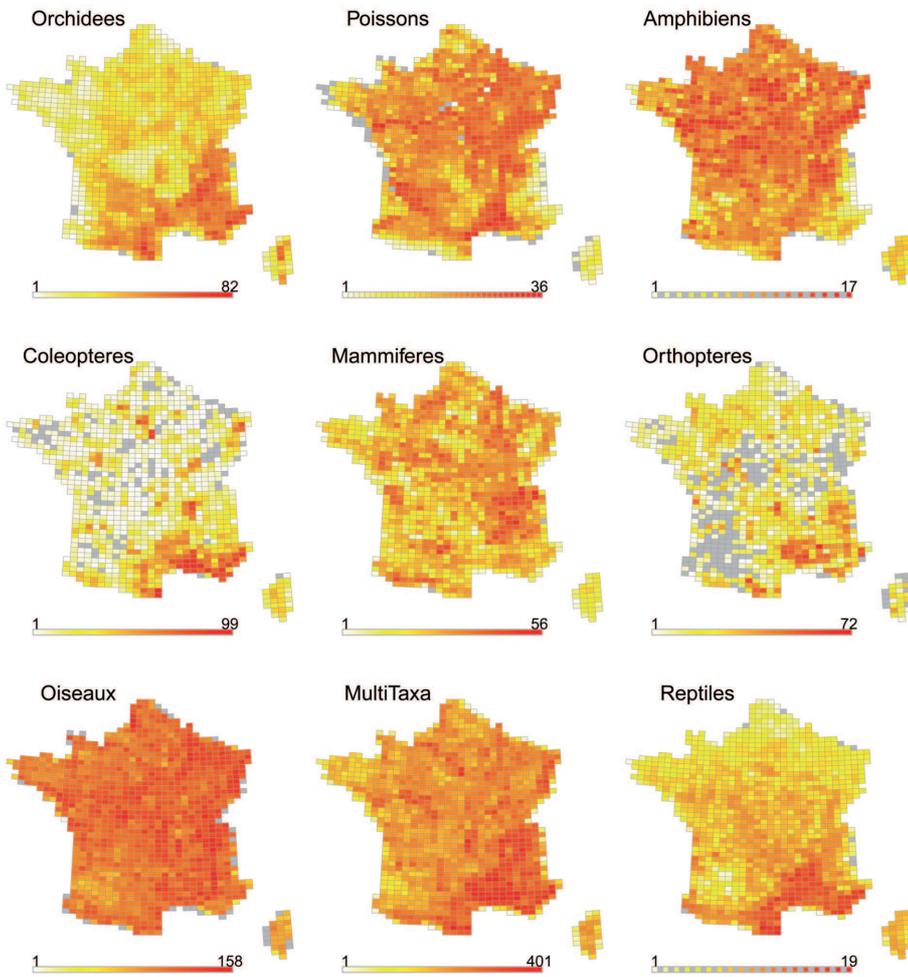


Figure 3. : Distribution de la richesse spécifique pour les 8 groupes taxonomiques étudiés et pour l'ensemble cumulé (« multitaxa »).

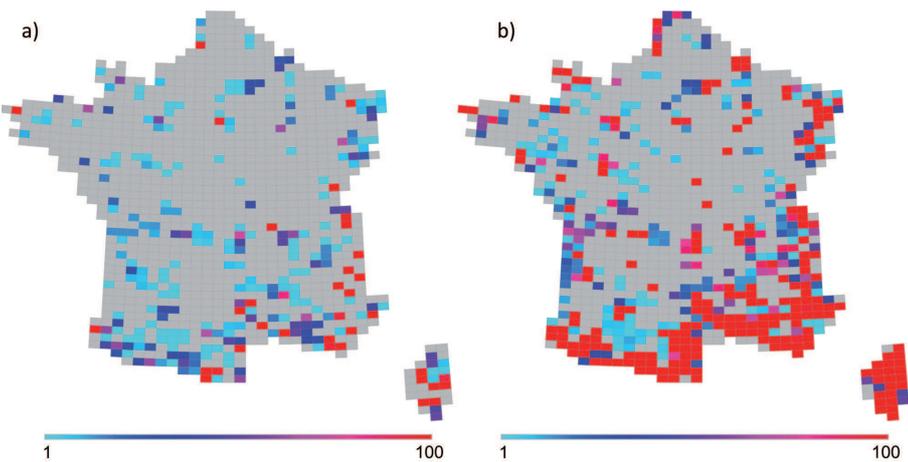


Figure 4. : a) Niveau d'irremplaçabilité des mailles dans l'objectif de représenter au moins 1 fois chacune des 1097 espèces étudiées. b) idem pour représenter au moins 5 fois chacune des 1097 espèces étudiées.

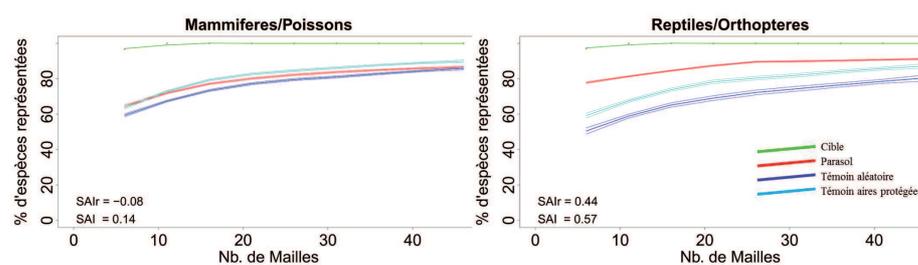
Ce type d'approche peut être affinée en travaillant sur des sélections d'espèces : endémiques, menacées en Europe ou en France, à forte responsabilité pour la France (Schmeller *et al.*, 2008), etc. Il est également possible de paramétrer les espaces naturels déjà protégés et d'optimiser ensuite pour trouver les meilleurs compléments aux aires protégées existantes. Un challenge actuel dans les travaux de recherche consiste à intégrer un aspect fonctionnel de probabilité de persistance des espèces à moyen ou long terme (Pressey *et al.*, 2007).

## L'effet indicateur d'un taxon sur un autre : une relation pas si simple

Les décisions de gestion ou de choix d'aires protégées s'appuient souvent implicitement sur l'idée que les zones importantes pour quelques taxons (souvent flore et vertébrés) le sont également pour les autres espèces moins souvent étudiées (Caro, 2010). La littérature internationale (Rodrigues & Brooks, 2007) montre que ce postulat est globalement vérifié pour les stratégies de sélection de réseaux de sites, mais avec une relation relativement faible et variable selon les groupes taxonomiques. Par ailleurs, l'effet indicateur est dépendant de l'échelle géographique (Hess *et al.*, 2006). Par exemple, la qualité indicatrice des oiseaux diminue quand le grain d'analyse s'affine (Eglington *et al.*, 2012).

Testé sur les atlas français, on retrouve les conclusions de Rodrigues & Brooks (2007) : une sélection d'aires protégées utilisant un groupe taxonomique comme indicateur est plus efficace qu'une sélection au hasard. On observe par ailleurs un meilleur pouvoir indicateur quand les espèces partagent un même grand type de milieu (Figure 5) : les poissons sont de mauvais indicateurs des secteurs importants pour les mammifères et à l'inverse, les orthoptères permettent une assez bonne prédiction des secteurs importants pour les reptiles, ce qui est finalement assez intuitif.

Figure 5. : Deux exemples de courbes d'accumulation d'un taxon « cible » en fonction d'un taxon « parasol » (cible/parasol). Effet indicateur des poissons pour les mammifères et effet indicateur des orthoptères pour les reptiles. Plus la courbe rouge est au-dessus des courbes bleues, plus l'effet indicateur est fort comparativement à des choix de mailles aléatoires.



Des études ont montré qu'un échantillon composé d'espèces issues de plusieurs groupes taxonomiques formait un meilleur indicateur qu'un seul groupe, à nombre égal de taxons (Larsen *et al.*, 2012). Elles montrent également que les espèces peu mobiles et à faible aire de répartition sont les meilleurs taxons indicateurs dans ce type d'analyse (Manne & Williams, 2003).

### Que peut-on déduire sur la pertinence du positionnement des aires protégées ?

A partir des courbes présentées pour le caractère indicateur des espèces entre elles, on constate aussi que les aires protégées ont un effet indicateur meilleur que le hasard (courbe bleu clair de la Figure 5). Ceci conforte une certaine pertinence de leur positionnement, tout du moins un meilleur positionnement que s'il avait été aléatoire.

Les grandes cartes de richesse et d'irremplaçabilité permettent de s'interroger, a posteriori, sur le positionnement des aires protégées. Pratiquement pour tous les groupes taxonomiques étudiés, la corrélation de la richesse et de l'irremplaçabilité avec le recouvrement d'espaces à statut est significative (WITTÉ *et al.*, 2013). Cependant, la corrélation n'est pas très forte, puisqu'elle se situe, sur une échelle de 0 à 1, autour de 0.2 pour l'irremplaçabilité et de 0.3 pour la richesse (Figure 6).

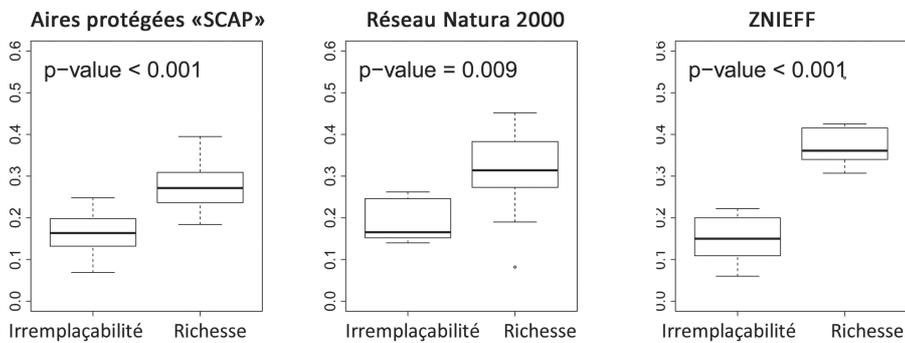


Figure 6. : Boxplot de la distribution des coefficients de corrélation pour les 8 groupes taxonomiques étudiés : corrélation entre irremplaçabilité de la maille avec le taux de recouvrement d'aires protégées (gauche) et corrélation entre richesse de la maille avec le taux de recouvrement d'aires protégées (droite). La « p-value » indique si la corrélation est différente entre richesse et irremplaçabilité.

Globalement, on s'aperçoit que les recouvrements des espaces à statut sont significativement mieux corrélés avec la richesse qu'avec l'irremplaçabilité du cortège d'espèces (Figure 6). Ceci est à mettre en relation avec une construction des réseaux d'aires protégées étalée dans le temps, qui a tenu compte de l'intérêt en terme d'espèces rares et de richesse en espèces mais en se construisant tout de même de façon « opportuniste », sans recherche d'optimisation ni schéma général avant la mise en place de la SCAP.

Un biais lié à la disponibilité des informations n'est pas à exclure. On peut en effet imaginer que les aires protégées et surtout les ZNIEFF ont été mieux inventoriées que le reste du territoire, d'où un biais mécanique en faveur d'une corrélation entre leur présence et les richesses. L'utilisation d'atlas nationaux robustes sur des taxons relativement bien connus limite a priori l'importance de ce biais, difficile à quantifier.

## CONCLUSION

Les analyses présentées ici ne constituent pas un résultat « clé en main ». Ce sont cependant des éléments utiles pour concevoir ou évaluer une stratégie de conservation.

Elles montrent tout l'intérêt de disposer de grands inventaires couvrant tout le territoire national, afin d'éclairer les stratégies de conservation et de suivre leur efficacité dans le futur. Pour une pleine valorisation des données des inventaires nationaux, des améliorations techniques et méthodologiques devront être introduites dans les nouveaux projets (Roberston *et al.*, 2010). Le Système d'information sur la nature et les paysages (SINP : MEDDE, 2013) devrait faciliter la mise à disposition d'informations pour ces inventaires. Cependant, plus que la remontée de données existantes, la conduite de ce type d'inventaire nécessite une animation de réseau et bien entendu, un réseau d'observateurs compétents, dont font partie les réserves naturelles.

Cette étude ainsi que la bibliographie soulignent la prudence à observer quand on utilise la théorie des espèces indicatrices. En termes de priorité d'inventaire, les taxons peu mobiles et à faible aire de répartition sont considérés comme les plus utiles pour les réflexions sur le positionnement des aires protégées et leur efficacité. Il s'agit souvent d'invertébrés, groupe qui mériterait de recevoir une attention accrue dans les inventaires d'espaces naturels et d'une manière générale dans les inventaires nationaux. Plusieurs inventaires de ce type ont d'ailleurs été lancés par le Muséum : mollusques continentaux et coléoptères saproxyliques (MNHN, en ligne).

## Remerciements

Nous remercions le pôle Système d'information du Service du patrimoine naturel au Muséum national d'histoire naturelle pour la mise à disposition et le traitement initial des bases de données. Le Labex BCDiv (Diversités biologiques et culturelles : Origines, Évolution, Interactions, Devenir) a soutenu financièrement la phase de rédaction d'articles sur la valorisation des données de distribution des espèces.

## Bibliographie

BALL I.R., POSSINGHAM H.P. & WATTS M., 2009. Marxan and relatives : Software for spatial conservation prioritisation. In: Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools (eds. Moilanen A, Wilson KA & Possingham HP). Oxford University Press Oxford, UK, 185–195.

BOTTS E.A., ERASMUS B.F. & ALEXANDER G.J., 2012. Methods to detect species range size change from biological atlas data: A comparison using the South African Frog Atlas Project. *Biological Conservation*, 146 : 72–80.

CARO T., 2010. Conservation by proxy. Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship and other surrogate species. Island press, Washington DC 374 p.

COSTE S., COMOLET-TIRMAN J., GRECH G., PONCET L. & SIBLET J-P., 2010. Stratégie nationale de création d'aires protégées : Première phase d'étude. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris 84 p.

DUSAK F. & PRAT D. (coordinateurs), 2010. Atlas des Orchidées de France. Biotope, Mèze (collection Parthénope), Muséum national d'Histoire naturelle, Paris 400 p.

EGLINGTON, S. M., NOBLE D. G. & FULLER R. J., 2012. A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions . *Journal for Nature Conservation*, 20(5) : 301-309.

FAYARD A., 1984. Atlas des mammifères sauvages de France. SFEPM, Paris, France 299 p.

HESS G.R., BARTEL R.A., LEIDNER A.K., ROSENFELD K.M., RUBINO M.J., SNIDER S.B. & RICKETTS T.H., 2006. Effectiveness of biodiversity indicators varies with extent, grain, and region. *Biological Conservation*, 132 : 448–457.

KEITH P., PERSAT H., FEUNTEUN E. & J. ALLARDI J., 2011. Les poissons d'eau douce de France. MNHN, Paris, France 552 p.

LARSEN F.W., BLADT J., BALMFORD A. & RAHBK C., 2012. Birds as biodiversity surrogates: will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *Journal of Applied Ecology*, 49: 349–356.

LECLERC J., 1979. Tous ces atlas, toutes ces cartes, c'est pour quoi faire ? *Notes faunistiques de Gembloux*, 2 : 1-21.

LESCURE J. & de MASSARY J.-C., 2013. Atlas des amphibiens et reptiles de France. MNHN, Paris, France 272 p.

LUMARET J.-P., 1990. Atlas des coléoptères scarabéides Laparosticti de France. Inventaire de Faune et de Flore, Paris, France 420 p.

LUND M.P. & RAHBEK C., 2002. Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation*, 5 : 163-171.

MANNE L.L. & WILLIAMS P.H., 2003. Building indicator groups based on species characteristics can improve conservation planning. *Animal conservation*, 6 : 291-297.

MARGULES C.R., & PRESSEY R.L., 2000. Systematic Conservation Planning. *Nature*, 405, 6783 : 243-253.

MEDDE, 2013. Circulaire du 15 mai 2013 relative au protocole d'adhésion au système d'information sur la nature et les paysages. NOR : DEVL1311244C ; BO 2013-11 du 25 juin 2013.

MACIEJEWSKI L., SEYTRE L., VAN ES J., DUPONT P. & BENMIMOUN K., 2013. État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 2. Mai 2013. Rapport SPN 2013-16, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris 179 p.

MNHN, en ligne, Muséum national d'histoire naturelle, Inventaire national du patrimoine naturel. URL <http://inpn.mnhn.fr>, <http://inpn.mnhn.fr/espece/inventaire/liste>

MOILANEN A., ANDERSON B.J., ARPONEN A., POUZOLS F.M. & THOMAS C.D., 2013. Edge artefacts and lost performance in national versus continental conservation priority areas. *Diversity and Distributions*, 19 : 171–183.

ORME C.D.L., DAVIES R.G., BURGESS M., EIGENBROD F., PICKUP N., OLSON V.A., WEBSTER A.J., DING T.S., RASMUSSEN P.C. & RIDGELY R.S., 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436, 7053: 1016–1019.

PRESSEY R.L., CABEZA M., WATTS M.E., COWLING R.M. & WILSON K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, 22 : 583–592.

RABINOWITZ D., 1981. Seven forms of rarity. In: SYNGE H, editor. *The biological aspects of rare plant conservation*. New York: Wiley. 205–217.

ROBERTSON M.P., CUMMING G.S. & ERASMUS B.F.N., 2010. Getting the most out of atlas data. *Diversity and Distributions*, 16: 363–375.

RODRIGUES A.S.L. & BROOKS T.M., 2007. « Shortcuts for Biodiversity Conservation Planning: The Effectiveness of Surrogates ». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38(1) : 713-737.

SANTI E., MACCHERINI S., ROCCHINI D., BONINI I., BRUNI ALTI G., FAVILLI L., PERINI C., PEZZO F., PIAZZINI S., ROTA E., SALERNI E., CHIARUCCI A., 2010. Simple to sample: Vascular plants as surrogate group in a nature reserve. *Journal for Nature Conservation*, 18: 2–11.

SCHMELLER D.S., GRUBER B., BAUCH B., LANNO K., BUDRYS E., BABIJ V., JUVSKAITIS R., SAMMUL M., VARGA Z. & HENLE K., 2008. Determination of national conservation responsibilities

for species conservation in regions with multiple political jurisdictions. *Biodiversity and Conservation*, 17(14) : 3607–3622.

TOUROULT J., HAFFNER P., PONCET L., GARGOMINY O., NOËL P., DUPONT P. & SIBLET J.-P., 2012. Inventaires nationaux d'espèces : définitions, concepts, organisation et points clés. Rapport méthodologique – version 1. Rapport SPN 2012-24. Service du patrimoine naturel, Direction de la recherche, de l'expertise et de la valorisation, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, France 26 p.

VOISIN J.F., 2003.- Atlas des orthoptères et des mantidés de France. MNHN, Paris, France 104 p.

WITTÉ I., TOUROULT J. & PONCET L., 2013. Distribution spatiale et complémentarité des « hotspots » de biodiversité en France métropolitaine. Valorisation des données des atlas. Rapport SPN 2013 – 6. 90 p. <http://www.mnhn.fr/spn/docs/rapports>

YAETMAN-BERTHELOT D. & JARRY G., 1994. Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France. Société ornithologique de France, Paris, France 776 p.