

La biogéographie est l'étude de la répartition géographiques des espèces. Aujourd'hui, le terme est parfois remplacé par celui de macroécologie. En fait la distinction est en partie historique mais aussi sur les composante mais le terme macroécologie est e fait mettent sur les processus écologiques et moins sur les processus qui sont tout autant important pour comprendre la sistribtuon des espècs. Je vais essayer de donné de la richesse de la biogéogrpahie.

Des îles et des espèces

En suivant Wallace,

Dans l'introduction de son livre "Island Life" paru en 1881, le célèbre naturaliste Alfred Russel Wallace nous rapporte deux faits étonnant qui justifient pleinement l'examen attentif de la répartition géographique des espèces (Wallace, 1881). Premièrement, la biogéorpe montre avec des exemples multiples que l'éloignemnet de deux régions du monde n'est pas suffisant pour conclure quand à l'éloignement de leur composition faunistique et floristique. Ainsi, comparer les groupes d'oiseaux de l'île japonnaise d'Hokkaido avec ceux de l'Angleterre, pourtant séparés par des milliers de kilomètres, révèle une proximité des paysages ornithologiques bien supérieure à celle constatée entre les îles indonesiennes de Bali et de Lombok distantes de quelques dizaines de kilomètres seulement. Deuxièmement, en s'appuyant sur les différences des faunes brésiliennes et africaines sous des latitudes similaires, Wallace souligne la faiblesse du pouvoir prédictif des variables climatiques pour décire les compositions fauniques. Par la mise en évidence de ces deux éléments, Wallace souligne le besoin de croiser les informations des distributions à la lumière d'une analyse taxonomique. Dans le cadre de la théorie de l'évolution¹, encore toute jeune en 1881, cette analyse taxonomique est en fait une analyse historique. Wallace affirme ainsi que la compréhension d'un problème spatial, celui des aires de répartition de groupes d'espèces proches, n'est possible que par une compréhension temporelle, celle de l'histoire des espèces, cette idée est clairemnt énoncée dans la même introduciton :

« Many years study of this class of subjects has convinced me that there is no short abd easy method of dealing with them; because they are, in their very nature, the visible outcome and residual product of the whole past history of the earth. »

Tout au long de son livre, Wallace démontre que la connaissance à l'échelle mondiale de la distribution des êtres vivants à travers le monde permet de relier les différentes îles aux grands ensembles régionaux biologiques (que nous appelons aujourd'hui écozones) et que ces groupes sont aussi relié par des liens historiques dont la taxonomie révèle les traces. Ce travail de caractérisation d'ensemble géographique conduit Wallace, dans un article de 1860 (Wallace, 1860), à tracer la ligne séparant l'écozone indomalaise de l'écozone australienne (qui sépare notamment Bali et Lomonk citées plus haut) qui porte encore aujourd'hui son nom. L'éclaircissement de la géographie par l'histoire est saississant et les exemples de Wallace sont autant de poids données à la théorie de l'évolution. Le discours de Wallac porte sur des processus à des

¹Wallace a publié en 1858 un article *On the Tendency of Varieties to Depart Indefinitely From the Original Type* qui témoigne très clairement que ses idées sur les varitions temporelles des espèces étaient très proche de celle de Charles Robert Darwin a qui il avait d'ailleurs envoyé le manuscrit (Wallace, 1858).

échelles spatiales et temporelles très grandes,² et bien que l'éclaircissement substantiel des répartitions géographiques des êtres vivants par l'évolution, cette explication se double d'un obstacle épistémologique important : si l'explication ultime de la présence d'une espèce en un point donné est le produit d'une série de contingences historiques, sur quoi bâtir une théorie de la biogéographie? Ce n'est qu'au XX^e siècle que des réponses convaincantes émergeront avec la fructueuse rencontre du mathématicien et biologiste Robert Helmer MacArthur et du myrmécologue Edward Osborne Wilson.³

En suivant MacArthur et Wilson

La collaboration de ces deux jeunes biologistes a mené à la formulation d'une théorie de la biogéographie insulaire publiée en 1967 sur laquelle je reviendrai abondamment tout au long de mon introduction (MacArthur and Wilson, 1967) puisqu'elle est un des piliers de ma thèse. Leur démarche a été de collecter un grand nombre de données sur différents groupes d'espèces sur des îles dispersées un peu partout dans le monde et pour essayer de mettre une cohérence à travers ces faits avec un cadre théorique puissant. Comme indiqué au dernier chapitre de leur livre de 1967, ces auteurs souhaitent voir la biogéographie entrer dans une nouvelle phase :

« Biogeography has long remained in a natural history phase, accumulating information about the distribution of species and higher taxa and the taxonomic composition of biotas. Interpretative reasoning has been largely directed to the solution of special problems connected with the histories of individual taxa and biotas. Without doubt this descriptive activity will continue to be of fundamental importance to the science, one of the most physically adventurous of all scientific enterprises and, in the richness of the detail it unfolds, esthetically pleasing. But biogeography is also in a position to enter an equally interesting experimental and theoretical phase. »

MacArthur et Wilson affirment que l'étude de la distribution des espèces doit sortir du royaume des contingences pour devenir un objet de science au sens d'être manipulé aussi bien expérimentalement que par l'abstraction mathématique. La validation expérimentale de la théorie a été menée par Wilson et son étudiant au doctorat de l'époque, devenu depuis le grand écologue Daniel Simberloff, avec une expérience de défaunation de six petits îlots de mangrove dans la Baie de Floride (Daniel S Simberloff and Edward O Wilson, 1969). Le travail d'abstraction mathématique a été conduit par MacArthur dans le livre de 1967 et prolongé dans les annexes de son livre de 1972 (MacArthur, 1972). Leurs efforts conjugués ont donné le jour à une vision puissante de la biogéographie dans laquelle la richesse spécifique d'une île donnée est le résultat de deux processus opposés : un processus de colonisation qui augmente le nombre d'espèces sur l'île et un processus d'extinction qui le diminue. En reliant ces processus aux propriétés physiques de l'île (aire et isolation) et en interprétant la richesse spécifique des îles en terme d'équilibre entre ces deux processus, les auteurs parviennent à expliquer de manière convaincante les relations observées entre richesse spécifique, taille de l'île et

²L'âge de la terre est très débattu à l'époque bien que de nombreux s'accordent que les 6000 ans bibliques sont insuffisants, Wallace avance, audacieusement, l'âge de 500 millions d'années.

³Cet actuel professeur émérite à l'université d'Harvard est reconnu pour ses apports en biologie et en sociologie, il est l'auteur de 32 livres mais c'est pour son immense connaissance des fourmis que j'ai choisi l'adjectif de myrmécologue.

isolement (je reviens amplement sur cette théorie dans le troisième temps de cette introduction).

Le paradigme donné par les auteurs est un legs qui a eu un impact considérable sur le développement théorique en écologie (Warren et al., 2015). Au cœur de la réussite du modèle, il y a la volonté de mettre l'espèce au cœur de la biogéographie de ne pas simplement parler de grands ensembles régionaux et d'en discuter l'histoire mais aussi de comprendre les mécanismes biologiques plus fins qui sont le moteur essentiel de la variation dans la distribution des espèces. Tout l'intérêt de leur *biogéographie de l'espèce* (terme donné à l'avant-dernière phrase de leur livre de 1967) est dans l'affirmation qu'il faut regarder les contraintes conjointes de l'évolution (qui met un certain nombre de groupes taxonomiques en présence) et du contexte écologique qui régit les conditions d'extinction. Cette intrication de l'écologie et de l'évolution est bien inscrite dans la pensée de MacArthur et Wilson même si la puissance de leur vision réside dans le fait de les occulter en partie.

Près de 50 ans après la parution de leur livre, une des clés en biologie semble être la compréhension des interactions de l'écologie et de l'évolution dans les variations spatiales et temporelles de la biodiversité. On peut reprendre les trois aphorismes cités par Schoener (2011a) :

« Nothing in biology makes sense except in the light of evolution. » (Dobzhansky, 1964)

« This was supplanted half a century later by (2): Nothing in evolutionary biology makes sense except in the light of ecology. » (Grant and Grant, 2008)

« Nothing in evolution or ecology makes sense except in the light of the other. » (Pelletier, 2009)

Au sein de la communauté, l'idée qu'il est difficile d'isoler les deux disciplines et cela indépendamment de l'échelle considérée semble gagner du terrain. Un parallèle avec les sciences humaines me semble possible : l'écologie serait à la biologie ce que la géographie est aux sciences humaines et aussi que l'évolution serait à la biologie ce que l'histoire est aux sciences humaines. Nous pouvons bien sûr étudier l'une sans l'autre, mais le dialogue entre les deux disciplines est indispensable sinon elles avancent en faisant des hypothèses fortes sur l'autre et qui finiront éventuellement par nuire à la compréhension. Ainsi, supposé que les ressorts de la variation sont purement des mécanismes écologiques alors que dans certains systèmes la variation allélique peut affecter rapidement et fortement la démographie est problématique (Pelletier et al., 2007). Néanmoins chaque discipline a des connaissances à apporter pour nourrir ce dialogue et la Biogéographie est le champ qui tente de comprendre l'information enfermée dans les distributions d'espèces.

Quelles informations renferment les distributions d'espèces?

Cette question est non seulement une invitation à découvrir les raisons de la présence de tel ou tel organisme en un lieu donné du globe, mais elle suggère aussi que certaines informations ne sont pas obtenues par l'analyse de répartition géographique des espèces. Les grands auteurs mentionnés dans les paragraphes précédents y ont apporté des éléments de réponse essentiels : Wallace a montré que la distribution reflétait en partie les liens de parenté entre les espèces, quant à MacArthur et Wilson, ils ont suggéré que ces distributions étaient le résultat de processus écologiques dynamiques.

Examiner les aires de répartition, relever les variations spatiales et temporelles, mais aussi détailler la géométrie exacte au regard de variables abiotique ou à la lumière de la géométrie d'autres espèces est une clef pour apprécier les mécanismes sous-jacents.

Dans son ouvrage de 1972, MacArthur se livre à un examen approfondi du sujet en examinant des aires de répartition au regard des variables climatiques mais aussi les variations temporelles ou encore les relations qu'il existe entre les distributions d'espèce en compétition. Il propose un cadre mathématique pour comprendre l'impact de la prédation et de la compétition sur lequel repose un principe de ségrégation spatiale d'espèce en compétition : deux compétiteurs ne peuvent pas co-occure (être trouver au même endroit) sauf éventuellement sur zone très restreinte de leur distribution (MacArthur, 1972). Toujours dans ce même ouvrage, MacArthur évoque la distribution en damier (*checkerboard*) que peuvent générer des espèces en compétition. Ce type de distribution sera approfondie et quantifiée par Jared Diamond (Diamond, 1975) dont les travaux déclencheront un débat important sur la détermination de modèle nul de co-occurrence (Connor and Simberloff, 1979).

L'analyse des distributions d'espèce est riche quand l'analyse a de multiple approche. Bien entendu dans un premier temps, l'examen sur de multiple aires de répartition est un premier pas pour y déceler des phénomènes répétés nécessaires à l'élaboration des théories (MacArthur, 1972). C'est aussi dans l'examen des variations spatiales et temporelles que les informations abondent car si ces variations sont par exemple reflétées dans les changements climatiques, cela justifie l'espoir de comprendre l'évolution des distributions d'espèces dans un contexte de changement climatique. De plus, l'examen d'une distribution est aussi à faire par comparaison avec d'autres espèces notamment les espèces en interaction pour voir si la biologie laisse ces empreintes dans la géométrie de ces aires de répartition. C'est ainsi que dans ma thèse, je propose de regarder l'intersection des aires d'un ensemble de proies pour comprendre ce que la co-occurrence peut nous apprendre.

Enjeux de la connaissance de la répartition géographique des espèces

Les enjeux fondamentaux ont été évoqués plus haut : les observations et la compréhension des causes profondes de la géométrie et la dynamique des aires de répartition des espèces ont déjà amené à des découvertes majeures en écologie et en évolution. La phase d'expérience et de Théorie décrite par MacArthur et Wilson se poursuit et l'espoir se tourne vers la possibilité d'obtenir des prédictions fiables sur les aires de répartition futures d'une espèce donnée. Ce problème est d'autant plus pesant dans la littérature en biogéographique dans le contexte actuel des changements globaux. En biogéographie, les changements climatiques ont canalisés l'attention et les chercheurs constatent l'ampleur à laquelle la biodiversité mondiale est affectée par ces derniers (Koh, 2004, Bellard et al. (2012)). Le volonté d'anticiper où seront les espèces demain a également engendré un effort de développement d'outils statistiques essentiellement centrés sur la corrélation entre les variables abiotiques et occurrence des espèces (Elith et al., 2006).

En choisissant de parler de telle ou telle espèce, nous glissons rapidement à des enjeux sociaux et économiques évidents. Ainsi, pour un pays comme la France, comprendre les impacts des changements climatiques sur la productions

du vin est un enjeu central, prédiction de contractions des aires de production favorables dans les grandes régions viticoles (Hannah et al., 2013), on peut aisément deviner où seront les grands vignobles de demain à de multiples conséquences économiques sur les cours des vins, les millésimes, le prix de ces terres agricoles. Pour aborder un exemple québécois, posons la question suivante : où seront les érabières de demain ? La réponse à cette question réside dans la détermination de la répartition future des aires favorables à la croissance de l'érable à sucre (*Acer saccharum*) mais aussi de leur possibilité de migrer efficacement pour s'y installer. Bien que les prédictions des modèles d'évolution de la composition des forêts boreales au nord du Québec fassent des prédictions sur la Baie d'Ungava il semble que le taux de migration empêche d'atteindre ces terres éloignées à moins d'envisager des migrations assistées. Je finirais par un troisième exemple celui souvent mis en évidence de la perte des pollinisateurs et notamment des abeilles. Pas moins de quatre grandes classes de facteurs d'origine anthropique les mettent en danger : les changements climatiques, le changement de l'utilisation des terres⁴, l'apparition de nouveaux pathogènes (dont l'acarien parasite *Varroa destructor* vecteur de nombreux virus) (Vanbergen, 2013). Le défi actuel est donc de prédire la distribution future en intégrant ces multiples aspects et donc la distribution d'espèce en interaction qui ne peuvent donc être traitées séparément.

Actuellement, les outils de prédictions des aires de répartition future reposent essentiellement sur les scénarios de changements climatiques (RCP). La démarche est cohérente, la connaissance basée sur la corrélation de variable climatique dont les climatologues sont en mesure de fournir des gammes d'estimation relativement fiables qui sont une base de réflexion importante sur les zones favorables à la croissance des différentes espèces. Mais les problématiques d'invasion d'espèces nous rappellent que nous sommes souvent en mesure de comprendre le potentiel invasif seulement a posteriori. Ces problèmes de qualité de distribution sont le reflet de lacunes théoriques qui amènent les chercheurs à se positionner en faveur d'un renouvellement théorique avec l'objectif de la création d'une biogéographie intégrative capable de prédictions fiables (M. V. Lomolino, 2000, Beck et al. (2012), Thuiller et al. (2013)). Bien sûr ces appels soulèvent des défis techniques et théoriques importants dont on ne peut qu'espérer qu'il soit relevé au plus vite en dépit de l'urgence.

Travail théorique et modélisation

Avant d'énumérer, avec des exemples concrets, l'ensemble des forces qui régissent la répartition géographique d'une espèce, je précise dans cette partie l'importance du travail de théorie et de modélisation qui tient une place importante dans ma thèse.

Rassembler et intégrer des faits

Le travail de théorie est avant tout la mise en cohésion d'un certain nombre de faits. Dans leur théorie de la Biogéographie des îles, les auteurs parviennent à montrer que les relations en terme de richesse spécifique s'expliquent bien, dans les données qu'ils possèdent, par la connaissance combinée de l'isolement des îles et de leur taille. Il y a également deux

⁴Changements accompagnés, entre autres, de l'utilisation parfois massive de pesticide de la famille des néonicotinoïdes affaiblissant les colonies.

principes principes qui encadrent la construction d'une théorie scientifique : elle demeure valide lorsqu'elle n'est pas prouvée fautive et qu'une alternative ne la supprime pas, elle doit être parcimonieuse, ne pas invoquer de multiples processus sans raison, c'est ce que l'on appelle parfois le Rasoir d'Ockham. C'est qu'une boutade, dont je ne suis pas capable de rapporter son auteur, indique que les physiciens expliquent 95% de l'univers avec 5 règles alors que les économistes expliquent 5% des phénomènes qu'ils étudient avec 95 règles.⁵ Le problème n'est pas tant de dénigrer une discipline mais de constater la puissance prédictive d'une théorie problèmes que posent actuellement les prédictions en économie. C'est peut-être le reflet d'une maturité pour la physique il n'en demeure pas moins que des défis majeurs et de grands questionnements la traversent. La théorie est une construction mentale qui permet de donner un cadre de pensée et ce dernier peut être exploré à travers des modèles.

Des modèles pour explorer la théorie

Le terme de modèle signifie simplement que l'objet en question a des propriétés bien connues. Ainsi un organisme modèle est un organisme sur lequel souvent facile à élever et manipuler sur lequel beaucoup de connaissances ont été établies et qui sert d'unité empirique à travers un ou plusieurs laboratoires. Quand on travaille sur des modèles statistiques, on connaît exactement le type de corrélation que l'on entreprend. De même pour un travail de modélisation mathématique, la description du modèle est contenue dans une série d'équations. Un modèle est souvent perçu comme une simplification de la réalité, en effet, comment prétendre que les mécanismes biologiques décelés chez *Arabidopsis Thaliana*⁶ sont les mêmes pour l'ensemble des plantes à fleurs? Pour combien de système proie-prédateur le modèle de Lotka-Volterra est-il pertinent?

Les limites des modèles doivent être reconnues mais il ne faut pas nier l'apport de ces derniers. Ainsi les modèles sont autant de chance pour explorer une ou plusieurs prédictions d'une théorie. Le choix du modèle est laissé au chercheur, comme le rappelle Kevin McCann dans la préface de son livre *Food Webs* (McCann, 2011):

« It just so happens that some people find it easier to think about things in terms of x's and y's, and other in terms rabbits of and lynx. »

En d'autres termes, certains ont plus de facilité pour penser en termes mathématiques et d'autres en termes expérimentaux. Je suis plutôt dans la première catégorie de personnes, je pense que les mathématiques sont un cadre de pensée très puissant comme l'indique le grand écologue Robert McCredie May (May, 2004):

« The virtue of mathematics in such a context is that it forces clarity and precision upon the conjecture, thus enabling meaningful comparison between the consequences of basic assumptions and the empirical facts. Here mathematics is seen in its quintessence : no more, but no less, than a way to think clearly. »

Dans ma thèse j'ai essayé d'utiliser les mathématiques pour développer des modèles qui sont surtout partis de réflexion collective autour du rôle que pouvaient jouer les interactions dans la distribution d'espèce. Cette réflexion m'a permis

⁵On peut trouver une variante énonçant que les économistes ont prédit 12 des trois dernières crises économiques. Je pense qu'au point de vue de la qualité des prédictions en biogéographie, nous nous apparentons plus aux économistes qu'aux physiciens.

⁶Il s'agit de la plante modèle par excellence le génome le premier à être séquencé chez les plantes (Arabidopsis Genome Initiative, 2000).

d'établir des prédictions dont certaines semblent être vérifiées.

Nouvelles prédictions

Après l'établissement d'une théorie supportée par un certain nombre de faits, le cadre conceptuel qu'elle propose étant travailler autour de travaux expérimentaux et de modélisations, de nouvelles prédictions émergent. La vérification des prédictions autour de nouvelles expériences et si elles sont vérifiées la théorie en sera renforcée. Ces dernières années, la physique nous a donné des exemples très importants ces dernières années de vérification de théorie énoncée bien avant que les outils permettant de mettre au point leur vérification existent : la détection, validée en 2012, du Boson de Higgs dont l'existence a été prédite énoncée en 1964⁷ et la détection des ondes gravitationnelles cette année soit 100 ans après qu'Einstein en ait prédit l'existence (Waldrop, 2016). Dans le cadre de la biogéographie, la validation d'une théorie puissante en biogéographie pourrait être possible si les aires de répartition futures sont prédites correctement et si les pertes d'espèces, les conséquences de l'introduction de telles ou telles espèces sont validées. Pour y parvenir, cela demande d'être en mesure de connaître l'ensemble des mécanismes qui interviennent dans le tracé des aires de répartition, comment ces processus interagissent et quels sont leurs importances relatives.

Répartition géographique des espèces, les forces en présence

Biogéographie historique

Il s'agit du récit des variations temporelles à large échelle temporelle. C'est dans l'étude de la proximité des taxons mais aussi des fossiles éventuels que l'on déchiffre comment certains groupes ont colonisé tels ou tels lieux. La théorie de la dérive des continents établie par Alfred Lothar Wegener, notamment basée sur la similarité de fossiles trouvés sur des continents très éloignés, implique que des groupes éventuellement proches il y a des millions d'années ont été séparés et ont donné naissance à des lignées différentes. Aujourd'hui nous sommes capables de retracer ces liens de parenté à l'aide de phylogénies moléculaires sont des outils très efficaces pour comprendre depuis quand les différents taxons ont été séparés. Par la comparaison des génomes mitochondriaux, il a été montré récemment que les lémuriniens (primates malgaches) ont été séparés de toute autre lignée de primates il y a 60 millions d'années environ (Finstermeier et al., 2013). Une autre partie du travail devant ces faits est de comprendre quels ont été les mécanismes qui ont conduit à l'isolation de ce groupe de singes à Madagascar et à la construction des communautés que nous observons actuellement (Razafindratsima et al., 2013).

Les processus de grande amplitude temporelle sont cependant dominés par le poids historique et prédire un phénomène tel que l'extinction des dinosaures n'est chose aisée qu'une fois qu'il s'est déroulé. Cela dit, en regardant des événements plus récents, certains mécanismes peuvent être mis en jeu. Ainsi, l'étude de la diversification des bouziers entreprise par

⁷Pour plus de détail au bulletin du CERN [<http://cds.cern.ch/journal/CERNBulletin/2012/28/News%20Articles/1459456?ln=fr>][<http://cds.cern.ch/journal/CERNBulletin/2012/28/News%20Articles/1459456?ln=fr>]

Joachim Hortal et collègues (Hortal et al., 2011) montre que la dernière glaciation qui a entrainé le range de ces espèces sensibles au froid, a laissé des empreintes encore visible dans la diversité de ce groupe : la limite de la thermocline 0°C durant le dernier maximum glaciaire (il y a 21000 ans environs) sépare les zones de fortes diversités en bousiers. De plus, ils montrent que la diversité phylogénétique des espèces plus au nord, c'est-à-dire plus tolérante au froid, est un sous-ensemble phylogénétique très restrictif, c'est à dire que peu de branches de ces bousiers sont à l'origine des colonisations nordiques. Ainsi après une contraction des ranges, il y a une empreinte sur la diversification des espèces et ceux malgré leur capacité de dispersion (Hortal et al., 2011).

Capacités de dispersion

La remontée nordique des bousiers depuis le dernier maximum glaciaire signalé au paragraphe précédent est sans doute liée à des événements de dispersion individuel. Au cours de leur vie, les bousiers parcourent de grandes distances à la recherche de nourriture, s'ils établissent leur terrier un peu plus au nord au fil des générations, l'aire de répartition s'étendra également plus au nord à condition que les mouvements individuels soient assez abondants pour permettre à une population de se pérenniser en ces nouvelles latitudes. Ce qui est vrai pour ce groupe d'espèce mobile l'est également pour des espèces sessiles comme les plantes qui possèdent également des capacités de dispersion liée à la dissémination de leurs semences par des mécanismes très diversifiés. Ce rapport à l'espace des différents organismes est une forme de diffusion: des mouvements stochastiques qui aboutissent pour des questions de probabilités à une augmentation de la répartition, mais cette diffusion n'est pas complètement libre.

Plusieurs types de contraintes limitent l'élargissement de l'aire de répartition d'une espèce. Si on se focalise sur une espèce terrestre, les mers et les océans sont des obstacles majeurs à la colonisation de nouvelles terres. A l'échelle régionale, les rivières, les hauts reliefs peuvent limiter fortement la dispersion d'une espèce. De même pour les plantes disséminées par le vent, ces derniers peuvent fortement influencer les vitesses et direction de la propagation des espèces. Enfin à l'échelle du paysage, il existe très souvent une mosaïque d'habitats qui sont plus ou moins favorables à la dispersion d'une espèce. Toutes ces possibilités sont complexes à intégrer et c'est en partie pour cela que la théorie en Biogéographie a été fondée sur les îles : les flux de colonisateurs sont plus faciles à identifier.

L'expérience historique de Simberloff et Wilson dans laquelle ils ont éradiqué la faune de six îlots de mangrove rouge dans la Baie de Floride a montré qu'en une année, la richesse spécifique en insecte était similaire à celle constatée avant de commencer l'expérience (Daniel S. Simberloff and Edward O. Wilson, 1969). Ainsi, les événements de colonisation bien qu'individuel peuvent être assez fréquents pour et conduire à l'établissement de populations et même d'une communauté locale d'insecte. Cette abondance des migrants est aussi à traduire en terme génétique car plus il y a et fort plus il conduit au brassage de la communauté locale avec la communauté régionale, les espèces ont donc des probabilités moindres de se séparer.

A l'échelle d'un continent, malgré les divers obstacles physiques existant, il est très probable qu'une espèce donnée puisse, en un temps plus ou moins long, atteindre n'importe quelle zone du continent. Cependant, le plus souvent, les

aires de répartition des espèces sont le plus souvent limitée à une portion du continent. Pour comprendre ces restrictions, il faut invoquer des différences d'adaptation des espèces aux différentes conditions environnementales.

Contraintes abiotiques et niche fondamentale

Dans le chapitre 6 de son livre de 1972 *Geographical Ecology* MacArthur (1972) présente l'importance des contraintes climatiques à travers l'exemple de l'aire de répartition du cactus Saguaro (*Cereus giganteus* en 1972 mais aujourd'hui *Carnegiea gigantea*). Ce résident des hateurs du désert de Sonora (bordé à l'ouest par l'océan pacifique) est sensible au gel et ne peut pas résister à une exposition de quelques dizaines d'heures au gel. Cette contrainte physiologique explique bien les limites nord et est de sa répartition. Pour la limite sud, il semblerait que l'abondance des pluies hivernales ne lui soit pas favorables. En s'appuyant sur les conditions climatiques actuelles dans lesquelles le cactus se développe, des résultats récents prédisent que dans le cadre des changements climatiques, *Carnegiea gigantea* trouvera refuge à des altitudes supérieures mais que ce mouvement pourrait être entravé par l'augmentation de la fréquence des feux (Springer et al., 2015).

Cette démarche de croisement de la limite des aires de répartition avec des variables climatiques est une forme répondue de la détermination de la niche écologique d'une espèce. Le concept de niche est très débattu en écologie et son caractère élitif s'accompagne un certain nombre de problèmes⁸. Afin d'éviter ces problèmes je parlerai de la niche au sens de Grinnel qui en tentant d'expliquer la restriction de la répartition du California Thrasher, Joseph Grinnel écrit :

An explanation of this restricted distribution is probably to be found in the close adjustment of the bird in various physiological and psychological respects to a narrow range of environmental conditions.

Dans cet article il montre que la présence du California Thrasher est corrélée avec des températures chaudes et une humidité suffisante (Grinnell, 1917). Au-delà de la niche mesurée, c'est la recherche des conditions possibles d'existence qui est importante, la niche dite fondamentale. La démarche de caractérisation de cette niche a été poussée à son paroxysme dans l'article de Michael Kearney et Warren Porter sur le gecko nocturne australien *Heteronotia binoei* (Kearney and Porter, 2004). Ils ont montrés qu'en combinant des mesures physiologiques (dont le taux métaboliques au repos, le température cumulée nécessaire au bon développement des oeufs et des mesures de températures caractéristiques) avec des données climatiques, ils obtenaient une bonne concordance des probabilités d'occurrence et des observations, ce qui justifiait la démarche prédictive s'appuyant sur des scénarios de changement climatiques pour aller essayer de comprendre les répartitions futures.

De manière générale, la méthode est la recherche de facteurs abiotiques limitants la répartition géographiques qui sont supposé refléter les contraintes physiologiques. Au niveau du Panama, par exemple, Engelbrecht et al. (2007) ont montrés que les distributions locales et régionales de 48 espèces d'arbres étaient bien expliquées par la sensibilité à

⁸En 1957, Hutchinson propose de voir la niche écologique comme un hyperespace (un espace d'un grand nombre de dimension) dans lequel une espèce peut se développer. Le problème est de savoir quelles sont les dimensions et notamment si les autres espèces sont parmi ces dimensions. Une tentative a été proposée de parler de la niche comme une espace où le taux de croissance net est supérieur à 0 (Chase and Leibold, 2003) malgré l'aspect plus quantitatif, le problème est de trouver une méthode générale pour le calculer.

la sécheresse, donc à une variation dans la disponibilité d'une ressource. Ces corrélations convaincantes fondent les modèles de distributions d'espèces (SDM en référence au terme anglais utilisé souvent dans le reste de la thèse) qui sont des solutions techniques (statistique) pour l'application de la méthode générale que je viens d'énoncer (Elith et al., 2006, Elith and Leathwick (2009)).

L'engouement actuel autour de ces modèles est lié à l'espoir de pouvoir faire des prédictions fiables sur les variations des aires de répartition dans un contexte de changement climatique. Cette démarche semble être pertinente pour de nombreux exemples de changements récents de répartitions, par exemple en 2009, Tingley et collègues ont ainsi montré que sur 53 espèces d'oiseaux étudiés dans la Sierra Nevada, 48 ont colonisé de nouveaux sites où les conditions de température et de précipitations leur étaient plus favorables (Tingley et al., 2009). Une autre justification de l'utilisation abondante des SDMs est la relative facilité de mise en application de ces méthodes grâce à l'abondance des données climatiques et d'occurrence et au partage des implémentations numériques de ces méthodes statistiques. Pour le premier type de données, WorldClim propose des données à l'échelle mondiale gratuitement téléchargeables (voir <http://worldclim.org>, Hijmans et al. (2005)). Pour les données d'occurrence, plusieurs initiatives proposent des données gratuites dont les plus exhaustives sont celles que l'on trouve sur le portail de données sur la biodiversité à l'échelle mondiale GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*, voir <http://www.gbif.org>) malgré des biais liés à des efforts différents dans les différentes régions du globe (Beck et al., 2014). Enfin pour ce qui est du partage de la, en écologie cela se traduit avec le logiciel R (R Core Team, 2015) et des packages comme bioclim ou plus récemment *+* qui facilite la mise en place d'une série d'analyse.

Un des principaux problèmes posés par la facilité et l'usage massif de ces approches est le manque de regard sur l'application d'alternative et la faible remise en question sur les hypothèses sur lesquelles elles reposent. Le message délivré par les SDMs doit être pris comme une potentialité : étant donné les conditions actuelles dans lesquelles une espèce est trouvée et connaissant les variations de ces dernières basées sur des modèles climatologiques relativement fiables, s'il n'existe pas d'obstacle majeur de mouvement alors il est probable que l'espèce suive ces conditions climatiques, ce qui nous permet de savoir où sera l'espèce demain. Ce message est délivré en supposant que 1- une forme d'équilibre des espèces et des conditions climatiques et 2- que les espèces sont indépendantes (Jeschke and Strayer, 2008). Ces deux hypothèses sont très fortes et demandent un examen approfondi, dans la mesure où ma thèse porte sur la seconde, je propose de la discuter dans le paragraphe suivant en abordant les liens qui existent entre les espèces.

Réseaux d'interactions : interdépendance des espèces

Au chapitre 6 de *Geographical Ecology*, MacArthur parle clairement de la contrainte biotique notamment du rôle que peut avoir la compétition pour comprendre la distribution des espèces (MacArthur, 1972). Il reprend l'exemple donné par Brown en 1971 de l'exclusion compétitive de deux espèces de *tamias*, *Eutamias dorsalis* et *E. umbrinus*, dans les forêts d'altitude (au-dessus des déserts) de pins et de junipers (*pinyon-juniper woodland*) du Sud-ouest des États-Unis. L'article de Brown montre bien comment une différence comportementale peut engendrer

une séparation des distributions locales. Ainsi, l'agressivité de *Eutamias dorsalis* lui est favorable dans les forêts cluses de basse-altitude où son compétiteur doit dépenser beaucoup d'énergie pour se réfugier dans un arbre, elle devient pénalisante lorsque l'abondance des arbres augmente et facilite la fuite de *E. umbrinus* (Brown, 1971). La ségrégation locale des deux espèces reflète donc bien une interaction biotique, il y a une information comportementale dans ces aires de répartition.

Au-delà de la compétition, l'écologie des réseaux nous montre aujourd'hui la difficulté de concevoir les espèces comme étant des entités indépendantes, elles sont reliées par des relations de natures très diverses. Les relations trophiques sont les plus évidentes, il existe cependant une myriade d'interactions non trophiques qui affectent aussi la démographie des espèces (voir Kéfi et al. (2012) pour une revue sur le sujet et une classification de ces interactions). De plus, aucun argument théorique ne justifie actuellement la primauté d'un type d'interaction sur les autres. Récemment, les interactions trophiques et non-trophiques ont été exhaustivement analysées pour 104 espèces des écosystèmes intermédiaires rocheux de la partie centrale de la côte chilienne révélant ainsi que les interactions non-trophiques y étaient globalement plus abondantes et concentrées sur les bas niveaux trophiques (Kéfi et al., 2015).

L'écologie des réseaux est traversée de débats dont le plus important est vraisemblablement celui de la relation qu'il existe entre la diversité spécifique d'un écosystème et sa stabilité (May, 1973, McCann (2000)). Autour de cette question, l'écologie s'est considérablement enrichie en termes d'outils mathématiques. Une preuve récente de cette idée est la mise en évidence par Stefano Allesina et Si Tang du caractère destabilisant des interactions de compétition et de mutualismes et stabilisant des relations trophiques (Allesina and Tang, 2012) qui est l'application d'un résultat mathématique récent établi par Terence Tao et Vam Vu (Tao et al., 2010). Les réseaux contiennent de nombreuses informations sur les relations entre espèces et résument un certain nombre d'informations sur l'écologie des populations. À nos sens, les réseaux d'interactions sont à placer au cœur d'une théorie intégrative de la biogéographie pour la renouveler. Cette idée n'est pas seulement la mienne, MacArthur et Wilson l'ont clairement énoncé au dernier paragraphe de leur théorie de la biogéographie avec ces mots :

« In short, biogeography appears to us to have developed to the extent that it can be reformulated in terms of the first principles of population ecology and genetics. »

Et pour appuyer cette phrase dans son entièreté, je développe un certain nombre d'idées relatives à l'importance des échanges génétiques.

Echanges d'informations génétiques et processus micro-evolutifs

La vie, telle que nous la connaissons, pérennise l'information accumulée au cours du temps via un support moléculaire, l'ADN. J'ai déjà évoqué que les informations véhiculées par cette molécule permettent d'établir des relations de parenté entre les espèces. Cette possibilité est rendue possible par les mécanismes qui la modifient. L'information génétique d'un individu est un ensemble de bases qui contient l'ensemble de l'information pour assurer le développement de l'individu. Néanmoins, le code génétique de certaines cellules de l'individu peut être modifié (des mutations) et

être transmis à la descendance. Sous certaine condition la mutation peut rester dans la population. bien loin d'être une combinaison précise de paires de bases, l'ADN d'une espèce est un ensemble de possibilités, de versions de ce code possible mais contraint par un certaines règles. Pour schématiser, les échanges de gènes doivent rester possible entre individus d'une même espèce. A l'échelle de populations, tant que les échanges d'informations sont importants la compatibilité est assurée mais lorsque ces échanges diminuent ou même cessent, les supports d'information peuvent alors diverger et à terme empêcher les échanges ce qui conduit à la distinction de deux espèces. Bien que cette vision soit très simplifiée, elle permet de comprendre que l'ADN de deux espèces puissent refléter leur lien de parenté qu'il permet l'établissement d'une phylogénie moléculaire.

Cela étant dit, les causes de la divergence de l'ADN sont multiples mais ce qui m'intéresse ici, ce sont que les variations puissent engendrer un différentiel démographique positive dans un milieu nouvellement exploré par une population alors que cette même variation dans un autre milieu ne l'était pas. La vitesse des mécanismes semble bien plus rapide au point qu'il puissent être clef dans les changements climatiques (Lavergne et al., 2010). En 2009, Joan Balanyá et collègues publient un article dans lequel ils comparent la composition génétique de la mouche *Drosophila subobscura* entre des échantillons contemporains et des échantillons prélevés 24 années auparavant en Europe et Amérique (où elle a été introduite accidentellement). Leurs résultats montrent que dans les zones de réchauffement climatique avéré, il y a aussi un changement de la composition génotypique avec une plus grande importance des génomes adaptés à température plus chaudes (Balanyá et al., 2006).

La preuve des conséquences des variations génétiques rapides et des conséquences sur la démographie des populations poussent les chercheurs à se demander si négliger ces processus dans les travaux de dynamiques de populations n'est pas problématique (Pelletier et al., 2009, Post and Palkovacs (2009), Schoener (2011b)). Takehito Yoshida et collègues montrent que la réponse des algues vertes unicellulaires *Chlorella vulgaris* aux rotifères *Brachionus calyciflorus* conduit à un changement dans la fréquence et la phase des cycles de la dynamique proie prédateur (Yoshida et al., 2003). En 2009, une étude basée sur un suivi de plus de 20 ans d'une population de moutons Soay sur l'île d'Hirta dans l'archipel de Saint-Kilda (au nord-est de l'Écosse), Fanie Pelletier et collègues établissent les variations dans la taille corporelle des ovins, d'origine génétique, et les variations dans leur survie et leur reproduction, ils démontrent alors que les facteurs génétiques peuvent contribuer jusqu'à 20% de la croissance de la population certaine année. Les conséquences des dynamique éco-evolutive et l'intégration des flux d'information génétiques sont certainement capitaux pour comprendre la biodiversité de demain (Sexton et al., 2009, Lavergne et al. (2010)), nous sommes face à un enjeu appliqué important et pourtant nos connaissances fondamentales restent insuffisantes. Pour illustrer ces lacunes et l'urgence dans laquelle nous nous trouvons, je discute d'un exemple concret : l'invasion européenne du frelon asiatique.

L'invasion européenne du frelon asiatique

Vespa velutina est une espèce présente depuis le nord-est de l'Inde jusqu'à l'est de la Chine et le frelon asiatique est présent du nord-est de l'Inde et sur une bande est-ouest du nord de l'Inde à la Chine et de la péninsule et de l'Indochinoise à

l'archipel indonésien (Villemant et al., 2006). Dix sous-espèces sous identifiées dont *Vespa velutina nigrithorax* qui a été observé pour la première fois en France en 2004 dans le Lot-et-Garonne chez un producteur de bonzaï qui importe régulièrement des poteries du Yunnan (Villemant et al., 2006). Ce frelon se nourrit d'abeilles qu'il plaque au sol lors de leur retour à la ruche chargées de pollen. Les conséquences sont désastreuses et ce même dans les zones d'origine. L'abeille asiatique (*Apis cerana*) est certes capable de tuer un frelon en l'entourant et le tuant en hyperthermie augmentant la température mais les attaques répétées affaiblissent la ruche car les ouvrières se consacrent moins à la recherche de pollen. L'abeille européenne (*Apis mellifera*) est capable d'utiliser la même stratégie de défense mais avec une efficacité moindre (Villemant et al., 2006). Ce frelon représente un danger pour l'entomofaune mais aussi menace un secteur déjà affaibli, l'apiculture. Le problème est de connaître les zones potentielles et essayer de mettre en place des mesures de prévention et d'éradication de cette espèce invasive.

En 2006, le frelon s'étendait largement en Aquitaine et voyait son aire de répartition s'étendre sur une bande de 300 km du nord au sud et de 150 km d'est en ouest (Villemant et al., 2006) et cela malgré l'éradication systématique des nids détectés. Alors que 2 nids étaient observés en 2004, 1636 nids ont été observés en 2009 et en 2013 près des trois quarts des départements étaient affectés (Robinet et al., 2016). Des travaux récents tentent de caractériser la niche fondamentale des espèces pour comprendre quelles sont les zones à l'échelle mondiale susceptibles de comprendre et montrer qu'une large partie du bassin malgré des différences avec la zone actuelle. Un autre phénomène intéressant est que dans le même temps l'espèce a colonisé le Corée du Sud avec un succès de colonisation. On a donc un événement de colonisation vraisemblablement rare si ce n'est unique qui arrive à une colonisation mais sur des zones ou pas si poreuses et des différences entre deux pays. L'explication plausible est la différence de composition spécifique notamment en espèce apprenant il n'y avait qu'un frelon (*V. crabro*) et près de six en Corée du Sud dont (*V. mandarinia*) dominante (Villemant et al., 2011). Montre bien que c'est un carrefour entre histoire condition climatique et biotique, mais aussi certaines variétés pourraient ajuster leur stratégie face au prédateur qui de surcroît en bottleneck génétique. Complexité du sujet demande un cadre théorique puissant.

Cadre théorique de la thèse

Les développements entrepris durant ma thèse sont des tentatives d'encrage des interactions écologiques dans la théorie de la biogéographie des îles de MacArthur et Wilson. Je vais maintenant revenir sur cette théorie plus en détail pour expliquer pourquoi elle a marqué durablement l'écologie. Je signale d'ailleurs que ces idées étaient partagées par d'autres écologues et qu'il y a, à ma connaissance, deux autres découvertes indépendantes des idées qui ont conduit à la théorie. La première découverte est attribuée au spécialiste des lépidoptères Eugene Gordon Munroe qui a formulé dès 1948, des idées similaires dans 5 des 555 pages de sa dissertation de graduation (Brown and Lomolino, 1989, Lomolino and Brown (2009)). La seconde est celle de Richard Levins et Harold Heatwole qui publie en 1963, soit la même année que l'article fondateur de la TIB (MacArthur and Wilson, 1963), l'idée d'un équilibre de la richesse spécifique régit par les mêmes processus que ceux décrits par MacArthur et Wilson (Levins and Heatwole, 1963). Néanmoins, ce sont sans

aucun doute MacArthur et Wilson qui ont marqués les écologues par l'ensemble des développements présentés dans leur livre de 1967, *The Theory of Island Biogeography* (MacArthur et al., 1967).

Une vision puissante de la dynamique des distributions d'espèces

Dans la préface de l'ouvrage de 1967, MacArthur et Wilson doutent les idées proposées résisteraient longtemps à l'essort de la biogéographie expérimentale dont ils furent des acteurs de premier plan :

« We do not seriously believe that that the particular formulations advanced in in the chapters to follow will fit for very long the exacting results of future empirical invesitgation. »

Et pourtant près de 50 ans après la parution de ce livre, leurs travaux sont le fondement de nombreux développements récents, en témoigne le livre paru en 2010 *The Theory of Island Biogeography Revisited* (Losos and Ricklefs, 2010) et l'article de perspectives publié récemment par Ben Warren et collègues dans *Ecology Letters* (Warren et al., 2015). L'idée majeure de la TIB est simple et puissante : étant donné une île colonisable par un ensemble d'espèces depuis un continent voisin, la diversité locale résulte de la balance entre 1- des évènements de colonisation depuis le continent et 2- des extinctions locales. La TIB est une métaphore, le cas simple d'un territoire isolé (l'île) où les flux d'individus depuis le pool d'espèces régionales (le continent) sont facilement représentables. Le modèle peut donc être étendu à de nombreux cas où un territoire isolé est colonisé par les organismes à proximité, par exemple après un incendie ou une fragmentation de l'habitat (Cook et al., 2002). Au chapitre 5 de son livre de 1972, MacArthur prend notamment l'exemple des îlots de paramo, un type de végétations andins situé au-dessus des forêts mais en-dessous des neiges éternelles). De manière générale, le modèle est acceptable est très adaptable au prix d'un certains nombre d'hypothèse notamment une certaine rigidité du réservoir d'espèces régional (au moins en nombre d'espèce) et une absence de rétroaction dans la communauté locale sur celui-ci.

Il y a une forme de hasard et de nécessité qui fait écho à l'oeuvre de Jaques Monod (Monod, 1970). Ce prix nobel de médecine présente les mutations au niveau de l'ADN comme une source de hasard dont la persistance n'est rendu possible que dans un cadre physico-chimico-évolutifs précis, la nécessité. Dans les travaux de MacArthur et Wilson, l'événement de colonisation peut être interprété comme un pourvoyeur de stochasticité alors que les contraintes écologiques sont un des limites nécessaire et régissent l'organisation des communautés. Outre le fait que la prédiction de la colonisation ne peut se faire qu'en terme de fréquence, le caractère stochastique de cette dernière donne une dimension historique aux assemblages insulaires. L'arrivée d'une espèce est en fait un tirage aléatoire (éventuellement pondéré par les capacités respectives de dispersion) dans un réservoir régional d'une singularité historique car l'espèce en question à une histoire évolutive propre et des propriétés qui en découlent. A son arrivée sur l'île, l'insertion est déterminée par ces même caractéristique et le contexte biotique et abiotique de l'île. Les espèces installée sur une îles ont aisin passé le crible des contraintes écologiques, de cette forme de nécessité qui est également modifié à chaque nouvelle insertion. C'est ainsi que l'on peut décrire le moteur de la reconfiguration perpetuelle des réseaux écologiques locaux. Une telle dynamique peut être également analysée comme une imbrication de deux échelles de

processus : régionalement, le réservoir d'espèce est façonné par une histoire évolutive de grande amplitude lié à des processus climatiques eux aussi de grande échelle, alors que les événements insulaires relèvent de processus de plus courte portée (Ricklefs, 1987).

Enfin, la TIB, bien que cela soit rarement souligné, fait l'hypothèse de l'équivalence écologique des espèces considérées : il n'y a ni plantes ni animaux, ni proies ou prédateurs, simplement des espèces qui compte pour un. Étant donné les exemples choisis par les auteurs on peut néanmoins penser que la théorie est développée pour des groupes d'espèces au rôle écologiques similaires et phylogénétiquement assez proches. Ainsi, le premier exemple donné est pour l'herpétofaune (amphibiens et reptiles) et non sur un inventaire exhaustive de toutes les espèces de l'île (MacArthur and Wilson, 1967). Cette hypothèse est à relier aux objectifs des auteurs notamment celui d'expliquer les relations constatées entre la taille des îles et leur richesse spécifique, pour y arriver réduire les espèces à deux caractéristiques est suffisant et convenient. La démarche peut néanmoins être perçue comme antithétique pour des auteurs qui cherchent à formuler une « biogéographie de l'espèce » (Lomolino and Brown, 2009) et de surcroît quand on connaît la qualité de ces deux naturalistes. Cependant, la forme d'équivalence amenée par MacArthur et Wilson ne nie la diversité et la complexité, elle est plutôt une abstraction nécessaire pour capturer les processus essentiels, pour aller au-delà des singularités des êtres vivants, vers des généralisations (Lomolino and Brown, 2009).

Le modèle mathématique et les prédictions de la TIB

Je ne rentre pas ici dans les détails mathématiques du modèle, ils sont néanmoins abordés dans le premier chapitre et aussi dans les deux annexes de la thèse⁹. J'écris ci-dessous l'équation qui résume à elle seule le paradigme livré par la TIB : les P espèces d'un continent colonisent l'île avec un taux individuel c , ce qui en augmente la richesse spécifique S mais augmente les risques d'extinctions dont le taux par espèce est noté e :

$$\frac{dS}{dt} = c(P - S) - eS \quad (1)$$

La dynamique ainsi engendrée conduit S jusqu'à un équilibre S_{eq} pour les variations temporelles s'annulent. Il faut noter que cette équilibre est dynamique, il y a toujours des extinctions et des colonisations mais la richesse spécifique de l'île varie toujours autour de S_{eq} qui est donné par :

$$S_{eq} = P \frac{c}{c + e} \quad (2)$$

Cet équilibre est une prédiction très importante de la théorie, c'est même le point de départ des développements

⁹La première annexe est un article de vulgarisation qui aborde de manière didactique la formulation la plus simple du modèle. La seconde annexe est aborde des aspects plus techniques qui ont été l'objet d'un article dont je suis co-auteur.

mathématiques dans le livre de 1967 (MacArthur and Wilson, 1967). L'existence d'un tel équilibre a été validée par l'expérience de défaunation de Simerloff et Wilson mentionnée plus haut (Daniel S Simberloff and Edward O Wilson, 1969). Une seconde prédiction de la TIB est la variation de cet équilibre avec les caractéristiques de l'île. Dès leurs article de 1963, MacArthur et Wilson présentent la taille de l'île comme un un facteur affectant le taux d'extinction : plus l'île est grande, moins le risque d'extinction est grand (MacArthur and Wilson, 1963). De même, ils supposent que l'isolement de l'île en affecte le flux de migrants : plus l'île est isolée moins les événements de colonisation sont fréquents. j'ai résumé la vision classique de la TIB sur la figure (???) en y ajoutant les graphiques de l'article de 1963. Cette prédiction de la théorie en est aussi l'origine : MacArthur et Wilson expliquent avec ces mécanismes que les îles de plus grandes tailles est plus d'espèces mais aussi que des exeption liée à l'isolemnet puisse existée. Cette relation est d'ailleurs présentée dès le début du chapitre 2 de la TIB avec l'augmentation linéaire du nombre d'espèce de l'herpetofaune avec le logarithm de la surface des îles de l'ouest des Caraïbes.

De manière plus générale, la TIB fournit une explication à la relation aire-espèce qui est un des objets les plus discutés de l'écologie (M. Lomolino, 2000). Il s'agit de la courbe d'augmentation de la richesse spécifique (S) avec la surface d'échantillonnage (A). La question soulevée par l'étude de ces courbes porte sur la nature des mécanismes qui régissent les variations régionales. La TIB propose une explication à cette relation et supporte une courbe de la forme $S = CA^z$ avec les observations présentées (MacArthur and Wilson, 1967). La relation aire-espèce surtout connue pour ses applications dans le domaine de la conservation¹⁰. Elle permet d'estimer la taille qu'une zone de protection doit avoir pour atteindre un objectif de sauvegarde chiffré en nombre d'espèce (Neigel, 2003, Desmet and Cowling (2004)). La relation peut être aussi utilisée dans le sens inverse pour apprécier les taux d'extinction liés à une dégradation d'habitat (He and Hubbell, 2011).

L'importance de la TIB dans des développements théoriques plus récents

La théorie des métapopulations

Bien que ne représentant que cinq pourcents des terres émergées, ce sont bien les observations de la faune des îles qui ont mené à une vision paradigmatique de la biogéographie. L'importance des îles s'expliquent par leur relative abondance, leur disparité, leur diversité, la relative simplicité des assemblages biologiques qu'on y trouve et aussi, comme je l'ai évoqué précédemment, par la clarté des flux de migrations (Simberloff, 1974). Cette dernière propriété est souvent absente pour des populations continentales¹¹. La théorie des métapopulations s'intéresse justement aux populations reliées entre elles par des flux de migrations (Hanski, 2010). Le premier modèle de métapopulations a été proposé par Levins¹² lors d'une réflexion sur le contrôle démographique des ravageurs dans les cultures. Pour un ravageur donnée, les îlots de culture sont autant de patchs où une population peut se maintenir et dispersé dans les autres patchs alentour.

¹⁰Récemment Wilson a répondu à une entrevue dans laquelle il se base sur cette relation pour indiquer la proportion de la Terre qu'il faudrait épargner afin de maximiser la sauvegarde des espèces sans pour autant empêcher le développement humain [<http://www.nytimes.com/2016/03/13/opinion/sunday/the-global-solution-to-extinction.html>][<http://www.nytimes.com/2016/03/13/opinion/sunday/the-global-solution-to-extinction.html>].

¹¹Les îles sont cependant souvent dans des archipels où la lecture de ces flux n'est pas si simple.

¹²Richard Levins qui avec Heatwole est un des co-découvreurs des idées de la TIB.

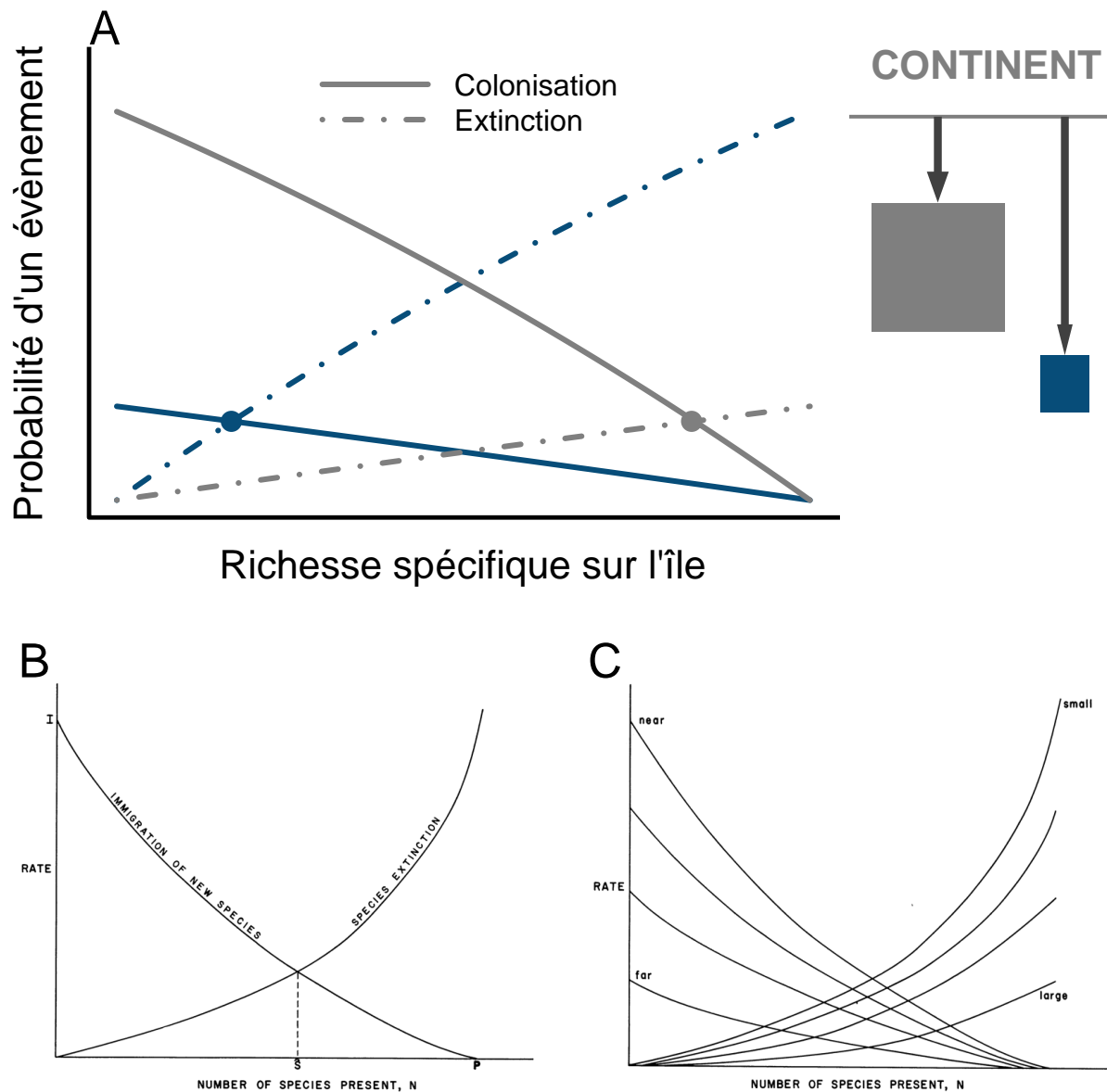


Figure 1: **La Théorie de la biogéographie des Iles.** (A) illustre l'évolution des taux de colonisation et d'extinction est présentée pour deux îles aux caractéristiques différentes. Les tailles relatives des îles et les distances qui les séparent du continent sont schématisées sur la droite, les couleurs associent les îles à leur courbe respective. Le pool d'espèce régional (P) est constitué de 100 espèces, les taux de colonisation et d'extinction sont exprimés en terme de probabilité d'un évènement (de colonisation ou d'extinction). Les points marquent les intersections entre les courbes d'extinction et de colonisation c'est-à-dire lorsque ces processus s'équilibrent et pour lesquelles les abscisses fournissent les richesses spécifiques de l'île à l'équilibre S_{eq} . (B) et (C) sont respectivement les figures 4 et 5 extraites de l'article de 1963 de MacArthur et Wilson qui livre essentiellement le même message que celui illustré en (A) (MacArthur and Wilson, 1963). La forme convexe des courbes de 1963 sont justifiées par des facteurs biologiques qui ne sont pas intégrés dans l'équation qui confère une forme concave aux courbes comme vu en (A).

Levins montre alors que les mesures de la lutte biologique doivent être conduites à large échelle pour en augmenter les probabilités de succès donc d'extinction régional du ravageur (Levins, 1969). Le modèle est simple et très proche de celui de la TIB : l'évolution de la proportion p est aussi gouvernée par des événements de colonisation c et d'extinction e :

$$\frac{dp}{dt} = cp(1 - p) - ep \quad (3)$$

La différence fondamentale avec la TIB est que la migration dépend de la proportion de patches occupés : plus elle est importante plus la migration est importante. Parmi les démonstrations il y a les travaux menés notamment par Ikkha Hanski sur les population du Mélitée du plantain (*Melitaea cinxia*) au sud-ouest de la Finland (Hanski, 1998). En plus de données un cadre de penser plus réaliste en terme de configuration spatiale, les dynamiques populationnelles associées sont bien expliquée et mènent à des risques d'extinction mieux cerner (Hanski, 1998). C'est aussi un cadre approprié pour insérer l'étude des flux génétiques liés à l'arragment spatial des populations ainsi, toujours sur ces mêmes populations de papillon Ilik Saccheri et collègues montre qu'en ajoutant le degrés d'hétérozygotie, ils obtiennent des prédictions précise auand à l'extinction locale des populations (Saccheri et al., 1998). Les travaux théoriques autour du concept de metapopulations proposent un certain nombre de paradigme qui permettent d'évaluer le rôle que je joue les processus de colonisation et d'extinction dans les variations spatio-temporelle de la démograohie d'une espèce (Leibold et al., 2004). La prépondérance de ces mécanimes qui font la force de la TIB et de la théorie des métatpopulation a été poussé à son paroxysme dans la théorie neutre de la biogéographie.

La théorie neutre de la biogéographie et le débat qu'elle soulève

La théorie neutre postule l'équivalence écologique entre les différents individus d'espèces éventuellement différentes et décrit les dynamiques populationnelles reposant sur les différences d'abondance relative à l'échelle régionale et locale. Ainsi, en 1997, dans l'article fondateur de la théorie neutre, Stephen Hubbell décrit un modèle dans lequel le remplacement d'un individu mort dans une communauté locale est le résultat d'un tirage aléatoire : le nouvel individu peut soit être recruté localement et la probabilité que l'individu soit d'une espèce donnée dépend de l'abondance relative de cette dernière dans la communauté locale soit le nouvel individu peut-être un immigrant dont l'identité de l'espèce à laquelle il appartient est liée à l'abondance à l'échelle régionale de celle-ci (Hubbell, 1997). En plus des exemples données dans l'article de 1997, Hubbell montre de manière convaincante que dans la foret tropical du Panama, à la suite d'un chablis, le recrutement de l'arbre n'est pas prévisible par ces carctéritique et que le recrutement est similaire à la composition alentour (Hubbell, 1999). La dynamique engendrée est appelée la dérive écologique, elle dominée par la stochasticité qui conduit preque certainement à l'extinction presque certaine de toutes les espèces, ce qui est contrebalancée par l'apparition d'espèces nouvelles (Hubbell, 2010, Ricklefs (2003)).

La théorie neutre partage beaucoup de caractéristiques avec la TIB : en plus des principes fondamentaux d'extinction

et de colonisation et du d'équivalence écologique, elle implique imbrication des échelles régionales et locales. Comme le fait remarquer Hubbell en 2010 dans le chapitre qu'il écrit dans *The Theory of Island Biogeography Revisited*, la théorie neutre place l'équivalence écologique au niveau des individus et non plus au niveau des espèces (Hubbell, 2010). Une conséquence directe revendiquée par Hubbell est que cette hypothèse explique la forme convexe des courbes de colonisation et d'extinction décrites par MacArthur et Wilson mais que n'explique pas leur modèle (voir (???) et Hubbell (2010)). Le principe d'équivalence et la palce importante que semble joué le hasard dans cette théorie a soulevé de très vif débat avec des démonstrations à charge contre la véracité de la théorie (voir par exemple McGill and Collins (2003) et Ricklefs (2003)). A mon sens, l'équivalence écologique doit, comme dans le cas de la TIB, être prise pour une abstraction de la singularité des espèces, une simplification de la diversité des systèmes biologiques, pour isoler une portion restreinte des phénomènes qui la modifient pour en évaluer finalement le pouvoir explicatif. Bien qu'un certain nombre de cas d'études permettent de rejeter cette théorie (McGill and Collins, 2003, John et al. (2007)), les défenseurs de la théorie neutre affirment qu'elle est tout aussi utile quand une étude en démontre la fausseté (Rosindell et al., 2012). La théorie neutre peut en effet être présentée comme une jauge qui mesure sur l'importance des processus de différenciation de niches (Wennekes et al., 2012). Ainsi pour certaines communauté la dérive écologique est plus importante que dans d'autre et du point du vue de formalisme des solutions ont déjà été proposée pour dresser un continuum de la théorie neutre vers la théorie de la niche écologique (Gravel et al., 2006). Malgré les possibilités offertent par ces deux théories, elles occultent largement les interactions écologiques qui sont factuelles; si les observations donnent crédit à ces théories, une théorie intégrative de la biogéographie doit expliquer pourquoi.

Le rôle des interactions dans la distribution des espèces

Ma thèse a pour objectif de trouver des leviers pour comprendre comment les interactions peuvent affecter la répartition géographique des espèces et de comprendre où chercher les traces qu'elles pourraient éventuellement laisser dans les données d'occurrence des espèces. Comme je l'ai mentionné plus haut cette idée est très ancienne, Wallace le remarque dans son livre publié en 1881:

« Both competition and predation appear now to be much more important in biogeography than people had formerly guesses » (Wallace (1881) :28)

Le problème de ces relations écologiques est leur spécificité, l'unicité de chacune d'entre elle, dont découle nos difficultés pour les prévoir bien que des travaux récents explorent des pistes prometteuse pour les prédire notamment sur la base de relations allométriques entre proie et prédateur (Gravel et al., 2013). Au point de vue théorique et à l'examen des chapitres du dernier livre de MacArthur (MacArthur, 1972), on peut que l'intégration des interactions est une étape clef pour aller vers une biogéographie intégrative et c'est dans cette direction que j'ai mené ma thèse en essayant d'apporter quelques pistes de réflexion.

Importance des interactions dans la distribution

Dans la théorie de la biogéographie des îles, les interactions sont en fait omniprésentes car elles sont une des composantes principales du processus d'extinction. Cependant dans la formulation du modèle, elles ne sont jamais mentionnées explicitement, cachées dans le taux d'extinction e . Comme je le montre à la figure (??), la différence dans l'allure des courbes dessinées par MacArthur et Wilson et celles obtenues en supposant un taux d'immigration et de colonisation sont différentes. D'après les auteurs, l'immigration devient plus difficile lorsque les espèces s'accumulent sur l'île et les extinctions sont de plus en plus fréquentes dues à l'intensification des interactions. Pour parler en terme de réseau d'interaction, l'accumulation d'espèces sur l'île sature le réseau local et rend difficile l'intégration d'une nouvelle espèce et le rend de plus en plus instable. Une interprétation en terme de communauté de la TIB est tout à fait possible mais les liens entre les espèces ne sont pas formulés mathématiquement en 1967.

Depuis les années 60, la littérature théorique n'a cessé de discuter le rôle joué par les interactions intra- et interspécifiques dans la distribution spatiale des espèces. Il est reconnu que l'interdépendance des espèces conditionne, l'aspect favorable de l'environnement au sens large (biotique et abiotique). En 2009, Robert Holt et Michael Barfield discutent de l'impact de la prédation sur la répartition d'espèces en compétition insistant alors sur le rôle majeur des interactions dans le dessin des aires de répartition (Holt and Barfield, 2009). En 2012, William Godsoe et Luke Harmon Godsoe introduisent les interactions dans un modèle simple de distribution d'espèce et montre comment la probabilité de présence d'une espèce peut être affectée par la distribution d'une seconde et concluent que cela doit affecter vraisemblablement la qualité de prédictions des SDMs (Godsoe and Harmon, 2012). Ils remettent alors en question ces derniers dont le triomphe à la fin du siècle dernier avait relégué les interactions écologiques au second plan en démontrant que la corrélation avec les variables climatiques étaient peut-être suffisante, au moins en première approximation pour expliquer les aires de répartition (Pearson and Dawson, 2003). Pourtant, dès 1998, le travail précurseur d'Andrew Davis et collègues montrent que les interactions pourraient affecter nos prédictions (Davis et al., 1998) remettant ainsi largement en cause l'hypothèse d'indépendance des espèces (Jeschke and Strayer, 2008). L'expérience dont les résultats sont publiés en 1998 est une analyse d'abondance de trois espèces de drosophile le long d'un gradient de température. Les comparaisons d'abondance sont menées pour toutes les combinaisons possibles de ces trois mouches (assemblages à 1, 2 ou 3 espèces) mais aussi en présence ou en absence d'un parasitoïde. La démonstration est sans appel, la compétition et parasitisme affectent drastiquement la survie le long du gradient de température, les interactions affectent probablement les réponses aux changements climatiques.

Plus récemment, on constate une grande motivation pour intégrer les relations écologiques dans les modèles de distribution d'espèces (Kissling et al., 2012, Guisan and Rahbek (2011)). Une méthodologie récente appelée JSJM intègre par exemple les corrélations dans la présence des espèces pour améliorer les prédictions (Pollock et al., 2014). Néanmoins, ces efforts se heurtent à un manque de maturité des modèles et théories qui cherchent à rassembler distribution et interactions. Parmi les travaux récents, Franck Jabot et Jordi Bascompte ont rassemblé métacommunautés et écologie des réseaux soulignant l'importance des relations écologiques dans la répartition géographique des espèces (Jabot and Bascompte, 2012). De même, Dominique Gravel et collègues introduisent en 2011 l'interdépendance

proie-prédateur dans le modèle de la TIB menant aux prémices d'une théorie trophique de la biogéographie des îles (Gravel et al., 2011) préfigurée par Holt (Holt, 2009).

C'est dans la lignée de ces développements théoriques récents que s'inscrit mon premier chapitre de thèse. J'y ai montré comment l'intégration du concept de réseau écologique dans la TIB était possible tout en ajoutant la reconnaissance de performances plus ou moins importantes des espèces dans un contexte abiotique donné (niche écologique). Pour y arriver, j'ai montré l'intérêt de ne pas considérer des espèces une à une mais bien sous forme d'assemblage. Du point de vue technique, mon travail montre aussi qu'un retour au processus stochastique tels que ceux présentés en 1967 est une démarche puissante pour ajouter des processus dans le modèle original.

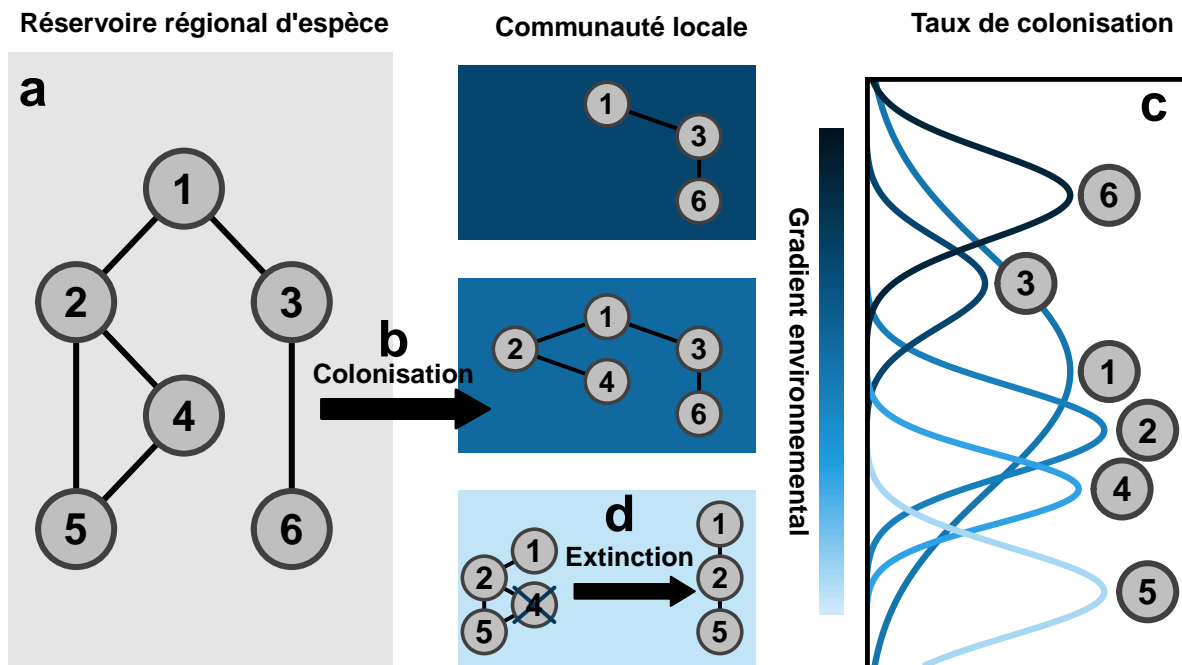


Figure 2: **Intégration des interactions et des contraintes abiotiques dans la TIB.** Pour intégrer les interactions j'ai considéré non pas un ensemble d'espèces indépendantes mais un des espèces au sein d'un réseau décrit à l'échelle régionale (a). Comme dans la TIB ces espèces peuvent être colonisées l'île (b), mais dans le modèle que j'ai développé, les taux de colonisation varient avec le long d'un gradient environnemental (c). Enfin les interactions influencent les taux d'extinction locaux (d).

Un problème d'échelle?

En repartant de l'exemple classique de la ségrégation spatiale des tamias *Eutamias dorsalis* et *E. umbrinus* (Brown, 1971), j'ai précédemment mis en évidence qu'une information sur les interactions contenue dans l'analyse des aires de répartition. Il y a cependant deux caractéristiques importantes qui peuvent faire obstacle à l'abondance de ce type de lecture : la singularité de l'interaction et son caractère local. Je reviens un peu plus bas sur la première propriété et m'arrête ici sur la seconde. Une idée forte relative aux interactions est leur rôle majeur à l'échelle locale qui a des conséquences de moins en moins perceptibles au fur et à mesure que l'on considère des échelles spatiales de plus en plus

grande (voir l'unique figure de McGill (2010)). Du point de vue théorique, c'est tout à fait ce qui est décrit dans la TIB car c'est à l'échelle locale que les interactions influencent l'extinction. Néanmoins, ces conséquences locales sont présentes sur l'ensemble de la distribution de l'espèce, il est alors pertinent de se demander pourquoi nous ne sommes pas capables de détecter les interactions en examinant les distributions d'espèces. En fait, nous avons des preuves que cela est possible dans certains cas. En 2010, Nicholas Gotelli et collègues divisent l'avifaune danoise en différentes catégories fondées sur la similarité écologique et démontrent que les espèces d'une même catégorie sont très souvent significativement ségréguées (Gotelli et al., 2010). De même, en 2007, Risto Heikkinen et collègues avaient obtenu des performances accrues de leurs modèles statistiques par l'utilisation de la répartition de six espèces de pics pour expliquer la présence de quatre espèces de hiboux (Heikkinen et al., 2007). Dans cette même étude, le signal est plus fort quand les données sont sur de 1010km que 4040km en faveur d'une dépendance à l'échelle, récemment supportée par d'autres travaux (Belmaker et al., 2015). Ce qui est remarquable dans les travaux de Gotelli et de Heikkinen est que l'utilisation d'une connaissance biologique et écologique a permis de révéler une trace des interactions dans la distribution d'espèces.

La dépendance spatiale de la détection des interactions est facile à comprendre : en examinant des données de présence à des échelles spatiales de plus en plus large, le nombre d'espèces s'accumule (c'est le principe de la relation aire-espèce) menant à la dégradation de l'information potentielle contenue dans des échelles plus locales. Cela signifie que l'information nécessaire pour détecter des empreintes laissées par les interactions sera fournie par des données à l'échelle relativement fine, cela ne permet pas de conclure sur le rayon d'action de ces interactions. Pour dépasser la question spatiale, il faut aussi envisager l'impact de la nature des interactions sur la répartition géographique. Ainsi, en 2014, Miguel Araújo et Alejandro Rozenfeld ont prouvé théoriquement que les interactions positives (mutualisme) se propageaient davantage que les interactions négatives (Araújo and Rozenfeld, 2014), la nature de la relation qui unit des espèces peut donc influencer la perte d'information contenue dans l'aire de répartition. Suite à mes travaux sur l'intégration des interactions, je me suis penché sur un autre aspect qui peut influencer la perte d'information dans les données de présence : l'abondance des interactions. Au chapitre 2, je montre que les interactions directes et indirectes affectent les données de distributions mais aussi que l'abondance des interactions rend difficile de distinguer la co-occurrence d'espèces en interactions d'une co-occurrence aléatoire. Ce qui est encore plus intéressant, c'est que j'ai accumulé un certain nombre d'indices dans des données de présence et d'absence réelle qui semblent confirmer nos prédictions. Je discute de ces résultats dans le troisième chapitre de ma thèse mon troisième chapitre.

En constatant que l'abondance des interactions peut justifier l'hypothèse d'indépendance des espèces, je soulève le même paradoxe que celui relevé par MacArthur dans son œuvre de 1972 (MacArthur, 1972) :

« A few decades ago it was fashionable for ecologists to study communities in the arctic on the grounds that these would be very simple communities and hence easy to understand. Many excellent ecologists still follow this belief, but there are others who feel that it may be easier to understand the extremely complex communities. This sounds paradoxical: How can a more complex community be easier to understand? A possible answer might be that complex communities have strong interactions among species so that the lives of the separate species are less independent than in a simple community. Where there is greater

interdependence, patterns may be more conspicuous. »

Encore une fois, je déplace le problème car si l'interdépendance est importante pour des systèmes simples, le problème est de prédire dans ces systèmes le sont. Autrement dit il serait peut-être pertinent de situer les prédictions en biogéographie au niveau du réseau écologique. Le problème d'échelle n'est plus seulement spatial et temporel il est aussi un problème d'échelle biologique : individus, population, communauté ou réseaux?

Vers une biogéographie énergétique

Le problème d'échelle biologique est aussi un problème de catégorisation des espèces. J'ai suggéré que les prédictions étaient plus faciles pour des espèces généralistes que pour des espèces spécialistes. Malheureusement le spectre est très large et plutôt balancé avec un continuum entre des espèces hyperspécialistes et d'autres très généralistes (Timothée Poisot et al., 2015). On peut néanmoins espérer que la réduction des espèces à un certain nombre de traits (McGill et al., 2006, T. Poisot et al. (2015)) et des réseaux à un certain nombre de propriétés puissent permettre des généralisations utiles dans notre compréhension de leur distribution. Il m'apparaît aujourd'hui urgent que le niveau bon niveau de détail dans nos descriptions des systèmes écologiques soit trouvé afin de renforcer les fondements théoriques de la dynamique des aires de répartition.

Une piste prometteuse pour prolonger la recherche des propriétés est me semble-t-il de s'appuyer sur la nature profonde des espèces : des systèmes énergétiques qui se perpétuent. La lecture de la théorie de la dynamique du budget énergétique de Sebastian Kooijman (Kooijman, 2000) m'a été très profitable pour cerner les possibilités offertes par une telle approche. Si, comme il est montré par Kooijman, il est possible de dériver de manière précise un grand nombre de propriétés énergétiques des espèces sur leur masse et leur forme, alors les espoirs sont grands de pouvoir trouver des règles d'assemblages fiables des communautés et donc de comprendre d'un point de vue mécaniste les extinctions locales. Ce sont les mêmes espoirs que ceux nourris par la théorie métabolique de l'écologie qui rassemble des relations entre la taille des espèces et différentes de leurs propriétés (Brown et al., 2004) qui montrent en somme qu'il est possible d'aller au-delà de l'espèce (T. Poisot et al., 2015). Mes réflexions sur l'intersection entre la TIB et une vision énergétique de l'écologie sont présentées au chapitre 4 de ma thèse, dans un chapitre qui se veut aussi comme une ouverture vers les projets de recherche que j'aimerais mener dans un futur proche.

Allesina, S., Tang, S., 2012. Stability criteria for complex ecosystems. *Nature* 483, 205–208. doi:10.1038/nature10832

Arabidopsis Genome Initiative, 2000. Analysis of the genome sequence of the flowering plant *Arabidopsis thaliana*. *Nature* 408, 796–815. doi:10.1038/35048692

Araújo, M.B., Rozenfeld, A., 2014. The geographic scaling of biotic interactions. *Ecography* 37, 406–415. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00643.x

Balanyá, J., Oller, J.M., Huey, R.B., Gilchrist, G.W., Serra, L., 2006. Global genetic change tracks global climate

warming in *Drosophila subobscura*. *Science* (New York, N.Y.) 313, 1773–5. doi:10.1126/science.1131002

Beck, J., Ballesteros-Mejia, L., Buchmann, C.M., Dengler, J., Fritz, S.A., Gruber, B., Hof, C., Jansen, F., Knapp, S., Kreft, H., Schneider, A.-K., Winter, M., Dormann, C.F., 2012. What's on the horizon for macroecology? *Ecography* 35, 001–011. doi:10.1111/j.1600-0587.2012.07364.x

Beck, J., Böller, M., Erhardt, A., Schwanghart, W., 2014. Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics* 19, 10–15. doi:10.1016/j.ecoinf.2013.11.002

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters* 15, 365–377. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x

Belmaker, J., Zarnetske, P., Tuanmu, M.-N., Zonneveld, S., Record, S., Strecker, A., Beaudrot, L., 2015. Empirical evidence for the scale dependence of biotic interactions. *Global Ecology and Biogeography* 24, 750–761. doi:10.1111/geb.12311

Brown, J.H., 1971. Mechanisms of Competitive Exclusion Between Two Species of Chipmunks. *Ecology* 52, 305–311. doi:10.2307/1934589

Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., West, G.B., 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85, 1771–1789. doi:10.1890/03-9000

Brown, J.H., Lomolino, M.V., 1989. Independent Discovery of the Equilibrium Theory of Island Biogeography. *Ecology* 70, 1954–1957. doi:10.2307/1938125

Chase, J.M., Leibold, M.A., 2003. Ecological niches : linking classical and contemporary approaches. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2

Connor, E.F., Simberloff, D., 1979. The Assembly of Species Communities: Chance or Competition? *Ecology* 60, 1132. doi:10.2307/1936961

Cook, W.M., Lane, K.T., Foster, B.L., Holt, R.D., 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5, 619–623. doi:10.1046/j.1461-0248.2002.00366.x

Davis, A.J., Jenkinson, L.S., Lawton, J.H., Shorrocks, B., Wood, S., 1998. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* 391, 783–786. doi:10.1038/35842

Desmet, P., Cowling, R., 2004. Using the species-area relationship to set baseline targets for conservation. *Ecology And Society* 9, 1–39.

Diamond, J.M., 1975. Assembly of species communities, in: Cody, M.L., Diamond, J.M. (Eds.), *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA., pp. 342–444.

Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC.

- M. Overton, J., Townsend Peterson, A., J. Phillips, S., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., E. Schapire, R., Soberón, J., Williams, S., S. Wisz, M., E. Zimmermann, N., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- Elith, J., Leathwick, J.R., 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 677–697. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159
- Engelbrecht, B.M.J., Comita, L.S., Condit, R., Kursar, T. a, Tyree, M.T., Turner, B.L., Hubbell, S.P., 2007. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature* 447, 80–82. doi:10.1038/nature05747
- Finsternermeier, K., Zinner, D., Brameier, M., Meyer, M., Kreuz, E., Hofreiter, M., Roos, C., 2013. A Mitogenomic Phylogeny of Living Primates. *PLoS ONE* 8, 1–10. doi:10.1371/journal.pone.0069504
- Godsoe, W., Harmon, L.J., 2012. How do species interactions affect species distribution models? *Ecography* 35, 811–820. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.07103.x
- Gotelli, N.J., Graves, G.R., Rahbek, C., 2010. Macroecological signals of species interactions in the Danish avifauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107, 5030–5035. doi:10.1073/pnas.0914089107
- Gravel, D., Canham, C.D., Beaudet, M., Messier, C., 2006. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology letters* 9, 399–409. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00884.x
- Gravel, D., Massol, F., Canard, E., Mouillot, D., Mouquet, N., 2011. Trophic theory of island biogeography. *Ecology Letters* 14, 1010–1016. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01667.x
- Gravel, D., Poisot, T., Albouy, C., Velez, L., Mouillot, D., 2013. Inferring food web structure from predator-prey body size relationships. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 1083–1090. doi:10.1111/2041-210X.12103
- Grinnell, J., 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34, 427–433. doi:10.2307/4072271
- Guisan, A., Rahbek, C., 2011. SESAM - a new framework integrating macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of species assemblages. *Journal of Biogeography* 38, 1433–1444. doi:10.1111/j.1365-2699.2011.02550.x
- Hannah, L., Roehrdanz, P.R., Ikegami, M., Shepard, A.V., Shaw, M.R., Tabor, G., Zhi, L., Marquet, P.a., Hijmans, R.J., 2013. Climate change, wine, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 6907–6912. doi:10.1073/pnas.1210127110
- Hanski, I., 2010. The Theories of Island Biogeography and Metapopulation Dynamics, in: *The Theory of Island Biogeography Revisited*. Princeton University Press, Princeton, NJ, p. 476.
- Hanski, I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature reviews* 396, 41–49. doi:10.1016/0169-5347(89)90061-X
- He, F., Hubbell, S.P., 2011. Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss. *Nature*

473, 368–71. doi:10.1038/nature09985

Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R., Pearson, R.G., Körber, J.-H., 2007. Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global Ecology and Biogeography* 16, 754–763. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00345.x

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276

Holt, R.D., 2009. Bringing the Hutchinsonian niche into the 21st century: ecological and evolutionary perspectives. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 Suppl, 19659–65. doi:10.1073/pnas.0905137106

Holt, R.D., Barfield, M., 2009. Trophic interactions and range limits: the diverse roles of predation. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 276, 1435–1442. doi:10.1098/rspb.2008.1536

Hortal, J., Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Rodríguez, M.Á., Baselga, A., Nogués-Bravo, D., Rangel, T.F., Hawkins, B.A., Lobo, J.M., 2011. Ice age climate, evolutionary constraints and diversity patterns of European dung beetles. *Ecology Letters* 14, 741–748. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01634.x

Hubbell, S.P., 2010. Neutral Theory and the Theory of Island Biogeography, in: Losos, J.B., Ricklefs, R.E. (Eds.), *The Theory of Island Biogeography Revisited*. Princeton University Press, Princeton, NJ, p. 479.

Hubbell, S.P., 1999. Light-Gap Disturbances, Recruitment Limitation, and Tree Diversity in a Neotropical Forest. *Science* 283, 554–557. doi:10.1126/science.283.5401.554

Hubbell, S.P., 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs* 16, S9–S21. doi:10.1007/s003380050237

Jabot, F., Bascompte, J., 2012. Biotrophic interactions shape biodiversity in space. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109, 4521–4526. doi:10.1073/pnas.1107004109

Jeschke, J.M., Strayer, D.L., 2008. Usefulness of bioclimatic models for studying climate change and invasive species. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134, 1–24. doi:10.1196/annals.1439.002

John, R., Dalling, J.W., Harms, K.E., Yavitt, J.B., Stallard, R.F., Mirabello, M., Hubbell, S.P., Valencia, R., Navarrete, H., Vallejo, M., Foster, R.B., 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 864–869. doi:10.1073/pnas.0604666104

Kearney, M., Porter, W.P., 2004. MAPPING THE FUNDAMENTAL NICHE: PHYSIOLOGY, CLIMATE, AND THE DISTRIBUTION OF A NOCTURNAL LIZARD. *Ecology* 85, 3119–3131. doi:10.1890/03-0820

Kéfi, S., Berlow, E.L., Wieters, E.A., Joppa, L.N., Wood, S.A., Brose, U., Navarrete, S.A., 2015. Network structure beyond food webs: mapping non-trophic and trophic interactions on Chilean rocky shores. *Ecology* 96, 291–303.

doi:10.1890/13-1424.1

Kéfi, S., Berlow, E.L., Wieters, E.A., Navarrete, S.A., Petchey, O.L., Wood, S.A., Boit, A., Joppa, L.N., Lafferty, K.D., Williams, R.J., Martinez, N.D., Menge, B.A., Blanchette, C.A., Iles, A.C., Brose, U., 2012. More than a meal... integrating non-feeding interactions into food webs. *Ecology Letters* 15, 291–300. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01732.x

Kissling, W.D., Dormann, C.F., Groeneveld, J., Hickler, T., Kühn, I., McNerny, G.J., Montoya, J.M., Römermann, C., Schiffers, K., Schurr, F.M., Singer, A., Svenning, J.-C., Zimmermann, N.E., O'Hara, R.B., 2012. Towards novel approaches to modelling biotic interactions in multispecies assemblages at large spatial extents. *Journal of Biogeography* 39, 2163–2178. doi:10.1111/j.1365-2699.2011.02663.x

Koh, L.P., 2004. Species Coextinctions and the Biodiversity Crisis. *Science* 305, 1632–1634. doi:10.1126/science.1101101

Kooijman, S.A.L.M., 2000. *Dynamic Energy and Mass Budgets in Biological Systems*. Cambridge University Press, Cambridge. doi:10.1017/CBO9780511565403

Lavergne, S., Mouquet, N., Thuiller, W., Ronce, O., 2010. Biodiversity and Climate Change: Integrating Evolutionary and Ecological Responses of Species and Communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41, 321–350. doi:10.1146/annurev-ecolsys-102209-144628

Leibold, M.a., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, a., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7, 601–613. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

Levins, R., 1969. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15, 237–240. doi:10.1093/besa/15.3.237

Levins, R., Heatwole, H., 1963. On the distribution of organisms on islands. *Caribbean Journal of Science* 3, 173–177.

Lomolino, M., 2000. Ecology's most general, yet protean pattern : the species area relationship. *Journal of Biogeography* 27, 17–26.

Lomolino, M.V., 2000. A call for a new paradigm of island biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 9, 1–6. doi:10.1046/j.1365-2699.2000.00185.x

Lomolino, M.V., Brown, J.H., 2009. The reticulating phylogeny of island biogeography theory. *Q. Rev. Biol.* 84, 357–390. doi:10.1017/CBO9781107415324.004

Losos, J.B., Ricklefs, R.E., 2010. *The Theory of Island Biogeography Revisited*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

MacArthur, R.H., 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*, Biology / [princeton university

press]. Princeton University Press.

MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *Theory of Island Biogeography*, Princeton landmarks in biology. Princeton University Press, Princeton, NJ.

MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17, 373–387.

MacArthur, R.H., Wilson, E.O., MacArthur, W., 1967. The theory of island biogeography. doi:10.2307/1796430

May, R.M., 2004. Uses and abuses of mathematics in biology. *Science* (New York, N.Y.) 303, 790–3. doi:10.1126/science.1094442

May, R.M., 1973. Stability and complexity in model ecosystems. *Monographs in population biology* 6, 1–235. doi:10.1109/TSMC.1978.4309856

McCann, K.S., 2011. *Food Webs*, Monographs in population biology. Princeton University Press.

McCann, K.S., 2000. The diversity-stability debate. *Nature* 405, 228–33. doi:10.1038/35012234

McGill, B., Collins, C., 2003. A unified theory for macroecology based on spatial patterns of abundance. *Evolutionary Ecology Research* 5, 469–492. doi:10.1038/nature01569.1.

McGill, B.J., 2010. Matters of Scale. *Science* 328, 575–576. doi:10.1126/science.1188528

McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution* 21, 178–185. doi:10.1016/j.tree.2006.02.002

Monod, J., 1970. *Le hasard et la nécessité*: Editions Du Seuil.

Neigel, J., 2003. Species-area relationships and marine conservation. *Ecological Applications* 13, 138–145. doi:10.1890/1051-0761(2003)013[0138:SARAMC]2.0.CO;2

Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12, 361–371. doi:10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x

Pelletier, F., Clutton-Brock, T., Pemberton, J., Tuljapurkar, S., Coulson, T., 2007. The evolutionary demography of ecological change: Linking trait variation and population growth. *Science* 315, 1571–1574. doi:10.1126/science.1139024

Pelletier, F., Garant, D., Hendry, a P., 2009. Eco-evolutionary dynamics. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 364, 1483–9. doi:10.1098/rstb.2009.0027

Poisot, T., Kéfi, S., Morand, S., Stanko, M., Marquet, P.A., Hochberg, M.E., 2015. A continuum of specialists and generalists in empirical communities. *PLoS ONE* 10, 1–12. doi:10.1371/journal.pone.0114674

Poisot, T., Stouffer, D.B., Gravel, D., 2015. Beyond species: why ecological interactions vary through space and time. *Oikos* 124, 243–251. doi:10.1101/001677

Pollock, L.J., Tingley, R., Morris, W.K., Golding, N., O'Hara, R.B., Parris, K.M., Vesk, P.A., McCarthy, M.A., 2014.

Understanding co-occurrence by modelling species simultaneously with a Joint Species Distribution Model (JSDM). *Methods in Ecology and Evolution* 5, 397–406. doi:10.1111/2041-210X.12180

Post, D.M., Palkovacs, E.P., 2009. Eco-evolutionary feedbacks in community and ecosystem ecology: interactions between the ecological theatre and the evolutionary play. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 364, 1629–40. doi:10.1098/rstb.2009.0012

R Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Razafindratsima, O.H., Mehtani, S., Dunham, A.E., 2013. Extinctions, traits and phylogenetic community structure: Insights from primate assemblages in Madagascar. *Ecography* 36, 047–056. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.07409.x

Ricklefs, R.E., 2003. A comment on Hubbell 's zero-sum ecological drift model. *Oikos* 1001, 185–192.

Ricklefs, R.E., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235, 167–171. doi:10.1126/science.235.4785.167

Robinet, C., Suppo, C., Darrouzet, E., 2016. Rapid spread of the invasive yellow-legged hornet in France: the role of human-mediated dispersal and the effects of control measures. *Journal of Applied Ecology*. doi:10.1111/1365-2664.12724

Rosindell, J., Hubbell, S.P., He, F., Harmon, L.J., Etienne, R.S., 2012. The case for ecological neutral theory. *Trends in Ecology and Evolution* 27, 203–208. doi:10.1016/j.tree.2012.01.004

Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W., Hanski, I., 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392, 491–494. doi:Doi 10.1038/33136

Schoener, T.W., 2011a. The Newest Synthesis : Understanding Ecological Dynamics. *Science* 331, 426–429. doi:10.1126/science.1193954

Schoener, T.W., 2011b. The newest synthesis: understanding the interplay of evolutionary and ecological dynamics. *Science (New York, N.Y.)* 331, 426–9. doi:10.1126/science.1193954

Sexton, J.P., McIntyre, P.J., Angert, A.L., Rice, K.J., 2009. Evolution and Ecology of Species Range Limits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 415–436. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120317

Simberloff, D.S., 1974. Equilibrium Theory of Island Biogeography and Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5, 161–182. doi:10.1146/annurev.es.05.110174.001113

Simberloff, D.S., Wilson, E.O., 1969. Experimental Zoogeography of Islands: The Colonization of Empty Islands. *Ecology* 50, 278–296. doi:10.2307/1934856

Simberloff, D.S., Wilson, E.O., 1969. Experimental zoogeography of islands: a model for insular colonization. *Ecology* 50, 296–314. doi:10.2307/1934856

Springer, A., Swann, D., Crimmins, M., 2015. Climate change impacts on high elevation saguaro range expansion.

Journal of Arid Environments 116, 57–62. doi:10.1016/j.jaridenv.2015.02.004

Tao, T., Vu, V., Krishnapur, M., 2010. Random matrices: Universality of ESDs and the circular law. *The Annals of Probability* 38, 2023–2065. doi:10.1214/10-AOP534

Thuiller, W., Münkemüller, T., Lavergne, S., Mouillot, D., Mouquet, N., Schiffrers, K., Gravel, D., 2013. A road map for integrating eco-evolutionary processes into biodiversity models. *Ecology Letters* 16, 94–105. doi:10.1111/ele.12104

Tingley, M.W., Monahan, W.B., Beissinger, S.R., Moritz, C., 2009. Birds track their Grinnellian niche through a century of climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 Suppl, 19637–43. doi:10.1073/pnas.0901562106

Vanbergen, A.J., 2013. Threats to an ecosystem service: Pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11, 251–259. doi:10.1890/120126

Villemant, C., Barbet-Massin, M., Perrard, A., Muller, F., Gargominy, O., Jiguet, F., Rome, Q., 2011. Predicting the invasion risk by the alien bee-hawking Yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* across Europe and other continents with niche models. *Biological Conservation* 144, 2142–2150. doi:10.1016/j.biocon.2011.04.009

Villemant, C., Haxaire, J., Streito, J., 2006. Premier bilan de l'invasion de *Vespa velutina* Lepeletier en France (Hymenoptera, Vespidae). *Bulletin de la Société entomologique de France* 111, 535–538.

Waldrop, M.M., 2016. The hundred-year quest for gravitational waves — in pictures. *Nature*. doi:10.1038/nature.2016.19340

Wallace, A.R., 1881. *Island Life: Or, The Phenomena and Causes of Insular Faunas and Floras, Including a Revision and Attempted Solution of the Problem of Geological Climates*. Harper & brothers.

Wallace, A.R., 1860. On the Zoological Geography of the Malay Archipelago. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society of London*. *Zoology* 4, 172–184. doi:10.1111/j.1096-3642.1860.tb00090.x

Wallace, A.R., 1858. On the Tendency of Varieties to depart indefinitely from the Original Type. *Proceedings of the Linnean Society Of London* 3, 53–62.

Warren, B.H., Simberloff, D., Ricklefs, R.E., Aguilée, R., Condamine, F.L., Gravel, D., Morlon, H., Mouquet, N., Rosindell, J., Casquet, J., Conti, E., Cornuault, J., Fernández-Palacios, J.M., Hengl, T., Norder, S.J., Rijdsdijk, K.F., Sanmartín, I., Strasberg, D., Triantis, K.a., Valente, L.M., Whittaker, R.J., Gillespie, R.G., Emerson, B.C., Thébaud, C., 2015. Islands as model systems in ecology and evolution: prospects fifty years after MacArthur-Wilson. *Ecology Letters* 18, 200–217. doi:10.1111/ele.12398

Wennekes, P.L., Rosindell, J., Etienne, R.S., 2012. The Neutral—Niche Debate: A Philosophical Perspective. *Acta Biotheoretica* 60, 257–271. doi:10.1007/s10441-012-9144-6

Yoshida, T., Jones, L.E., Ellner, S.P., Fussmann, G.F., Hairston, N.G., 2003. Rapid evolution drives ecological dynamics in a predator-prey system. *Nature* 424, 303–6. doi:10.1038/nature01767