

VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement

Volume 10 Numéro 3 | décembre 2010

Les petits États et territoires insulaires face aux changements climatiques : vulnérabilité, adaptation et développement

Dossier : Les petits États et territoires insulaires face aux changements climatiques : vulnérabilité, adaptation et développement

Le réchauffement climatique va-t-il conduire les petites îles à être englouties sous les invasions biologiques ?

JACQUES TASSIN

Résumés

Français English

L'une des principales conséquences attendues du changement climatique est une augmentation du nombre d'invasions biologiques, appelées à bénéficier de niches écologiques libérées par l'affaiblissement des effectifs de population d'espèces indigènes. Dans les petites îles, l'on peut s'attendre à ce que cet effet soit exacerbé par (i) la forte pression d'introduction qui y prévaut généralement, et qui sera probablement renforcée avec la recherche de productions mieux adaptées, (ii) la pauvreté des cortèges floristiques en espèces indigènes, (iii) le risque élevé d'exclusion de ces dernières dans le cas de gradients thermiques et pluviométriques trop faibles. L'objet de cet article est de fournir un cadre de représentation, illustré d'exemples, qui précise dans quelle mesure les petites îles sont appelées, dans un contexte de réchauffement climatique, à connaître un changement écologique, principalement dans ses composantes biogéographiques et fonctionnelles. Cette modification du contour des niches écologiques accessibles aux espèces en présence est en effet appelée à s'accompagner de modifications dans (i) la composition des communautés d'espèces, (ii) le fonctionnement des habitats, (iii) mais également la production de biens et services écosystémiques. Pour autant, l'évaluation ex ante des répercussions du changement climatique sur les invasions biologiques dans les petites îles montre qu'il est nécessaire de considérer l'ensemble des conséquences attendues, négatives, mais aussi positives. Une telle analyse montre notamment que dans certains cas, les espèces invasives peuvent suppléer à la perte de certaines fonctions écologiques liées à la disparition d'espèces indigènes, et qu'elles peuvent même renforcer la fourniture de services écosystémiques.

One of the main consequences expected from climate change is an increasing amount of biological invasions, which can benefit from ecological niches released by native species. Within small islands, such an effect might be enforced by (i) a strong introduction pressure which will be probably strengthened by the research of well-adapted living products, (ii) the low species richness within native communities, (iii) the risk of extinction resulting from tiny ecological gradients. The aim of the paper is to provide an illustrated framework, detailing the ecological changes which are expected within small islands, in a prevailing context of climate change. The change in ecological niches will result in modifications observed at the respective levels of (i) the composition of species communities, (ii) the functioning of biotopes, (iii) but also the production of goods and ecosystemic services. Yet, the ex ante evaluation of the consequences of climate change on biological invasions argues for considering both negative and positive impacts. Such an analysis reveals that in some cases, invasive species can provide functional compensations resulting

Entrées d'index

Mots-clés : changements globaux, espèces indigènes, espèces invasives, gradient altitudinal., insularité, introduction, services écosystémiques

Keywords : altitudinal gradients., ecosystemic services, global change, insularity, introduction, invasive species, native species

Texte intégral

Introduction

- 1 L'analyse et la prédiction des conséquences des changements globaux constituent un enjeu majeur de l'écologie actuelle. Le réchauffement climatique apparaît lui-même comme un facteur susceptible d'amplifier les processus d'invasion biologique (Stachowicz et al., 2001 ; Daehler, 2003 ; Slabber et al., 2007). Ceux-ci présentent des risques, qu'il ne s'agit pas ici de mésestimer, mais aussi des opportunités au plan sociétal ou environnemental (Dukes et Mooney, 1999 ; Walther et al., 2009).
- 2 Les espèces invasives présentent certes une capacité de dispersion, de rapidité d'installation et d'adaptation aux conditions environnementales nouvelles, qui conduisent à les envisager comme porteuses de menaces. Si l'on excepte le cas des espèces prédatrices, herbivores ou pathogènes, on ne peut toutefois exclure qu'elles puissent également apporter des solutions face au contexte de changement climatique. L'invasion par une nouvelle espèce, en particulier lorsqu'il s'agit d'une plante, peut par exemple constituer une nouvelle ressource pour les prédateurs ou les herbivores généralistes présents dans les milieux envahis (Caldow et al., 2007). Aussi la gestion des populations d'espèces invasives doit-elle être implicitement considérée comme un levier potentiel pour accroître la résilience des écosystèmes face aux modifications induites par le changement climatique (Pyke et al., 2008).
- 3 Les îles, que Darwin (1859) présentait déjà comme particulièrement vulnérables, apparaissent au premier rang des territoires exposés aux effets des changements globaux (Vitousek et al., 1996 ; Risbey, 2007). La situation des petites îles n'en est que plus précaire. L'amplification des invasions biologiques par le réchauffement climatique peut en effet s'y traduire par l'érosion des ressources génétiques, s'il s'agit d'espèces invasives capables d'entraîner l'extinction d'autres espèces, de même que par la dégradation des services écosystémiques assurés par les systèmes écologiques en place. Mais à l'inverse, les petites îles ne bénéficieraient-elles pas de spécificités qui permettent, au moins dans certains cas, d'envisager les invasions biologiques comme un facteur d'adaptabilité au changement climatique ?
- 4 L'objet de cet article est d'analyser cette controverse. Une invasion biologique est ici définie comme la dominance rapide d'une espèce bénéficiant d'avantages compétitifs, suite à la levée de barrières naturelles et/ou à des changements dans la mise à disposition de ressources par les systèmes écologiques en présence (Tassin, 2010).

Processus et conditions de changements dans les communautés d'espèces

- 5 L'effet direct de la température sur les invasions biologiques demeure controversé (Gabriel et al., 2001). Les modèles traditionnellement utilisés, basés sur les niches climatiques, font généralement apparaître des extensions des zones couvertes par les espèces invasives (Thuiller et al., 2007). De tels modèles présentent toutefois le défaut de faire abstraction d'autres facteurs de contrôle tels que la pression d'introduction, les conditions de milieu et les interactions avec communautés d'espèces en présence. Dukes et Mooney (1999) observent ainsi que le réchauffement climatique peut tout aussi bien conduire à une régression de l'aire

occupée par certaines plantes invasives.

Figure 1. Invasion de *Pinus caribaea* sur des sols ultramafiques au sud de la Nouvelle-Calédonie



(Cliché J. Tassin).

6 Les prédictions faisant appel à ces modèles de niches s'appuient sur la modification des contours climatiques des espaces occupés par les espèces invasives considérées. Ces modèles nécessitent dès lors d'être calibrés non plus sur la seule répartition de ces espèces à l'état indigène, mais en tenant compte des environnements envahis à l'état actuel (Beaumont et al., 2009). Ces derniers sont eux-mêmes potentiellement affectés par le changement climatique, lequel intervient par accroissement de la teneur générale en CO₂, mais aussi par un glissement géographique des grands ensembles climatiques (Dukes & Mooney, 1999). Dans le cas des petites îles, si riches de singularités, l'application de tels modèles, calés sur les grands ensembles biogéographiques, apparaît peu opérationnel. D'autres facteurs, tels que la pression d'introduction ou les conditions de milieu propres aux îles habitées (cf. intensité et fréquence des perturbations) semblent jouer de manière prépondérante dans la modélisation des changements attendus.

Tableau 1. Statistiques relatives au taux d'espèces naturalisées au sein de la flore vasculaire présente dans les petites îles.

Nom	Aire (km ²)	Flore vasculaire indigène connue (1)	Flore vasculaire naturalisée (2)	% de flore naturalisée
Ascension	94	25	120	82,8
Tristan de Cunha	160	41	97	70,3
Rodrigues	40	130	305	70,1
Bermudes	54	165	303	64,7
Maurice	2045	500	730	59,3
Réunion	2512	835	826	49,7
Lord Howe	550	206	173	45,6
Seychelles	260	222	165	42,6
Polynésie Française	3521	880	600	40,5
Juan Fernandez	140	146	95	39,4
Guam	583	327	185	36,1
San Juan	390	546	283	34,1

Marion	330	21	10	32,3
Galápagos	7900	604	260	30,1
Canaries	7300	1700	700	29,2
Santa Cruz	244	462	157	25,4
Wallis et Futuna	142	350	114	24,6
Mayotte	377	629	200	24,1
Guadeloupe- Martinique	2620	1668	360	17,8
Iles Caïmans	259	536	65	10,8
Ile Macquarie	90	44	5	10,2
Nouvelle Calédonie	18576	3261	360	9,9

Source : D'après Loope et Mueller-Dombois (1989), Thomasson (1999), Soubeyran (2008), Vitousek et al. (1997).

Augmentation de la pression d'introduction

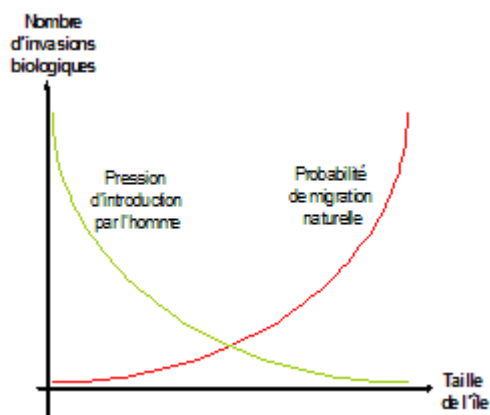
- 7 En raison du caractère réduit de leurs ressources génétiques indigènes, les petites îles habitées figurent parmi les espaces insulaires pour lesquels le taux d'espèces introduites est le plus élevé (Vitousek et al., 1997). Pour des îles telles que Ascension, Tristan de Cunha, Rodrigues, les Bermudes ou Maurice, plus de la moitié des espèces de la flore vasculaire établie durablement sur le territoire sont aujourd'hui représentées par des espèces naturalisées (Tableau 1). La proportion particulièrement faible (inférieure à 10 %) atteinte en Nouvelle-Calédonie tient à la spécificité de ses sols, d'origine ultramaïfrique, particulièrement riches en métaux lourds et de fait toxiques, à l'égard des espèces invasives, à l'exception par exemple de *Pinus caribaea* (figure 1).
- 8 L'on s'attend à ce que le réchauffement climatique accroisse le nombre futur d'introductions, s'agissant notamment d'espèces horticoles ou agricoles, en réponse à l'émergence de nouveaux besoins (Walther et al, 2002). Les îles devraient être d'autant plus concernées que dans un contexte de fragilisation des habitats, des espèces indigènes d'intérêt patrimonial sont appelées à être transférées sur d'autres îles, à des fins de conservation (Richardson et al., 2009). En outre, les introductions porteront de manière privilégiée sur des espèces à croissance rapide (figure 2), dont on sait qu'il s'agit d'un trait de vie commun aux espèces invasives (Noble, 1989).

Figure 2. A l'île de Pâques, *Acacia dealbata* fut introduit pour la rapidité de sa croissance



- 9 La pression d'introduction explique en bonne partie le succès et le nombre d'invasions en un lieu donné (Jeschke et Strayer, 2006). Or, les petites îles apparaissent susceptibles d'être l'objet d'un surcroît d'introductions par rapport aux grandes îles. La tendance inverse se manifeste pour les processus de migration naturelle, pour lesquels les îles de grande taille apparaissent, conformément à la théorie de la biogéographie insulaire, davantage aptes à recevoir de nouvelles espèces (MacArthur et Wilson, 1967) (figure 3).

Figure 3. Relation théorique entre le nombre d'invasions biologiques observées en fonction de la taille d'une île, selon des processus de migration liée à l'homme ou naturelle.



La courbe rouge est inspirée du modèle de MacArthur et Wilson (1967).

- 10 L'augmentation de la température intervient ici doublement puisque d'une part, elle concourt à accroître le nombre d'invasions biologiques et d'autre part, elle est présumée jouer favorablement à l'égard du succès d'invasion des espèces nouvellement introduites. Ce deuxième point tient à des mécanismes d'ordre physiologique, mais également, de manière plus indirecte, à des difficultés de contrôle de ces invasions au sein d'un environnement qui leur est plus favorable (Pyke et al., 2008).

Prédisposition des espaces insulaires aux invasions biologiques

- 11 Les facteurs de perturbation présentent un niveau d'interaction élevé avec les invasions d'espèces exotiques (Gritti et al., 2006). Or, dans les petites îles habitées, les niveaux de dégradation y sont généralement élevés, en relation notamment avec la mise en valeur agricole et la déforestation, génératrices de perturbations (MacDonald et al., 1988 ; Lake & Leishman, 2004).
- 12 En milieu insulaire, l'extension spatiale des plantes introduites est partiellement conditionnée par la distribution des perturbations d'origine anthropique ou naturelle (Jakobs et al., 2010). En Crête par exemple, le maximum altitudinal d'*Oxalis pes-caprae* tient clairement à un affaissement du niveau de perturbations anthropiques au-delà de ce seuil (Ross et al., 2008). De par leur taille, les petites îles subissent généralement des modifications qui portent sur l'ensemble de leur surface, à l'exception d'îles montagneuses, dont les parties élevées ou escarpées sont préservées (figure 4).

Figure 4. Dans les zones insulaires montagneuses, comme ici en Tasmanie, la pression d'espèces exotiques invasives reste faible



(Cliché : J. Tassin).

- 13 Les modifications environnementales induites par le changement climatique peuvent en outre faciliter l'invasion d'espèces végétales déjà présentes dans les jardins. Elles pourraient dorénavant envahir des habitats dont les conditions de milieu (ex : absence de disperseurs, ou abondance de prédateurs) les ont jusque là laissées à l'écart (Pyke et al., 2008). Une forte variabilité de trajectoires d'évolution est néanmoins attendue en la matière au sein des petites îles. L'intérêt des particuliers pour les plantes ornementales n'y constitue pas une constante mais dépend en partie du niveau d'aisance des populations et du degré d'urbanisation. La richesse ornementale des jardins est par exemple manifestement plus élevée à La Réunion, en Nouvelle-Calédonie ou à Tahiti qu'elle ne l'est à Mayotte ou à l'île de Pâques.
- 14 L'un des atouts communs aux espèces invasives est en outre de disposer de vecteurs de dispersion favorables. C'est là l'un des arguments principaux développés en faveur d'un avantage supposé des espèces invasives en situation de changement climatique, dans la mesure où leur mobilité leur permettrait de rejoindre plus rapidement des conditions climatiques favorables (Walther et al., 2002). Un bon exemple est ainsi fourni par les plantes invasives qui se propagent le long des voies de communication en zones continentales (Dukes et Mooney, 1999). Dans des territoires exigus tels que les petites îles, de tels atouts présumés deviennent en revanche inopérants. Par conséquent, si l'exiguïté de la taille des îles accroît la probabilité d'invasion en conditions de changement climatique, celle-ci est par contre réduite par la faiblesse des moyens de dispersion.

Compétition trophique et spatiale des espèces introduites à l'égard des espèces indigènes

- 15 Si l'on se situe au niveau des communautés, les espèces invasives sont *a priori* favorisées par rapport aux espèces indigènes. Elles bénéficient en effet d'une plus grande tolérance aux variations du milieu (ex : augmentation de la température en particulier) et d'une plus grande plasticité phénotypique (Cannon, 1998). Ces points ont été néanmoins rarement éprouvés de manière expérimentale (Slabber et al., 2007). En revanche, les espèces invasives présentent une plus grande capacité que les espèces indigènes à ajuster leur phénologie sur les variations climatiques (Willis et al., 2010).
- 16 En revanche, il faut aussi considérer que les espèces indigènes sont appelées, en migrant localement, à entraîner des modifications pouvant induire l'extinction d'autres espèces, le concept d'espèce invasive, implicitement réservé aux espèces introduites, étant dès lors appelé à être redéfini dans ce contexte de réchauffement climatique (Rahel et Olden, 2008).

Changements écologiques majeurs attendus dans les îles

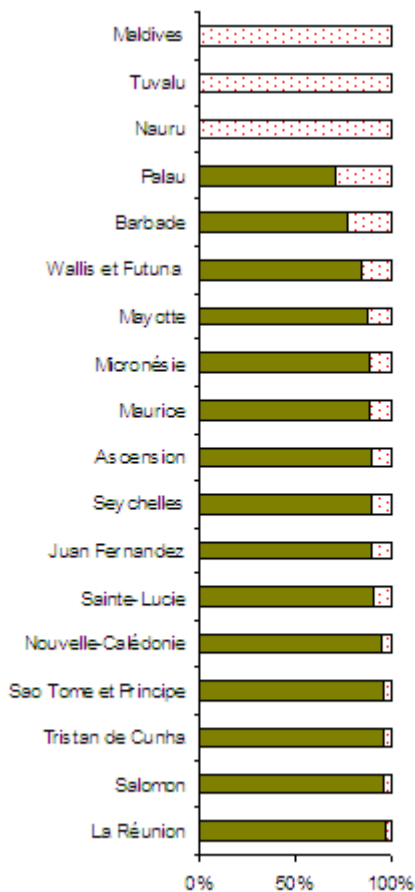
Changements dans la composition floristique et faunistique

- 17 Derrière le terme générique d'espace insulaire, ou même de petite île, se dissimule une grande diversité de situations biogéographiques et historiques, induisant des réponses aux invasions très différentes d'une île à l'autre. En particulier, la variabilité climatique observée à l'intérieur d'une même île peut déterminer différents niveaux de succès des espèces invasives. Dans l'île Marion par exemple, les collemboles invasifs sont observés préférentiellement dans les zones les plus chaudes (Gabriel et al., 2001). A La Réunion, le gradient altitudinal correspondant à une variation continue de la température détermine la distribution spatiale des espèces végétales invasives, avec une richesse spécifique maximum à mi-gradient (Tassin et al., 2003).
- 18 Au sein d'îles de petite taille, la flore et la faune indigènes, dont on présume que les capacités d'adaptation évolutive restent moindres que celles des espèces exotiques, ne disposent que d'éventuels reliefs élevés pour s'ajuster à une élévation de température. Les communautés d'espèces situées dans les zones supérieures apparaissent les plus exposées au réchauffement climatique, en l'absence de refuges, comme cela a été notamment montré dans les îles du Bassin Méditerranéen (Gritti et al., 2006). Un accroissement de 0.6 °C de la température, scénario probable à l'horizon 2100 (Walther et al., 2002), correspond à un saut altitudinal d'un peu moins d'une centaine de mètres (Tassin et Rivière, 2003). L'ampleur de cet impact dépend donc de l'altitude de l'île : plus celle-ci est basse et plus cet impact sera élevé (figure 5). De petites îles d'altitude très peu élevée comme les Maldives, Tuvalu ou Nauru verront probablement leur flore indigène totalement remaniée dans la mesure où celle-ci ne bénéficie pas de possibilité de migrer plus en altitude.

Invasions et élévation du niveau de la mer

- 19 Les climatologues du GIEC prédisent une élévation du niveau de la mer de près d'un mètre entre 1990 et 2100 (IPCC, 2010). Il est en outre vraisemblable que l'augmentation de la température des eaux de surface se traduise par une augmentation de la fréquence des tempêtes et des cyclones, affectant dès lors les formations végétales côtières (Knutson et Tuleya, 2004).
- 20 Les invasions de plantes observées dans les zones littorales pourraient contribuer à réduire l'érosion. A La Réunion par exemple, les peuplements de *Prosopis juliflora* ou de *Pithecellobium dulce* présents sur les cordons littoraux, aujourd'hui peu appréciés pour caractère épineux, pourraient atténuer les effets de l'intrusion de vagues de taille exceptionnelle.

Figure 5. Proportion (zone en pointillés) du gradient altitudinal pour laquelle les espèces indigènes présentes ne disposent pas de la possibilité de migrer en altitude dans l'hypothèse d'un accroissement de température de 0,6 °C d'ici 2100.



Changements dans la production de services

21 Du fait de leur exiguïté et de la faible diversité des paysages au regard des grandes îles ou des continents, les petites îles sont envahies sur une fraction élevée de leur surface. La « taxe invisible » que génèrent les invasions biologiques sur les services écosystémiques, peut s'avérer particulièrement lourde pour les îles de faible taille. Certaines espèces invasives marquent en effet profondément les paysages, comme par exemple *Acacia mearnsii* dans les espaces ruraux de La Réunion, *Merremia peltata* ou *Saba comorensis* dans les réserves forestières de Mayotte, ou *Jatropha gossypifolia* dans les espaces pastoraux de Nouvelle-Calédonie (Soubeyran, 2008). Leur impact sur les services écosystémiques n'en sera que plus grand, mais néanmoins faut-il considérer qu'il peut être en partie positif (Pejchar et Mooney, 2009). De manière générale, la perception des invasions biologiques, longtemps orientée sur la perte de biodiversité, change heureusement depuis quelques années pour reconnaître que leurs conséquences peuvent être bénéfiques. Les services écosystémiques peuvent notamment s'avérer plus élevés pour des formations d'espèces exotiques que pour la végétation indigène initiale (Marris, 2009).

22 Les services d'approvisionnement peuvent être améliorés par la production de nouveaux biens tels que le bois de feu ou de service ou la mise à disposition de produits forestiers non ligneux. L'utilisation de taillis d'essences forestières exotiques pour l'approvisionnement en bois énergie et de construction, comme cela se pratique par exemple à Madagascar (Carrière et al., 2008), peut s'envisager comme une réelle opportunité. A La Réunion, le faux-poivrier (*Schinus terebenthifolius*), très commun à basse altitude, est appelé à étendre son aire d'extension avec le réchauffement climatique. Il s'agit là d'une ressource nouvelle dont la filière pourrait se développer, la production annuelle de fruits utilisés comme condiments pouvant déjà atteindre 500 tonnes les meilleures années (Tassin et al., 2009). Dans la même île, le réchauffement climatique pourrait contribuer à déplacer vers des altitudes moins élevées, et donc plus proches des centres urbains, les surfaces couvertes en *Acacia mearnsii*. Or, cette ressource est en cours de valorisation expérimentale comme bois énergie et verra de ce fait son coût d'exploitation et de transport diminuer. De manière similaire, l'invasion d'espèces d'intérêt fourrager, notamment les légumineuses, peut être considérée comme bénéfique pour les petits éleveurs. Enfin, l'extension de ressources alimentaires (espèces fruitières, animaux consommables) revêt également nécessairement une composante positive.

23 De même, les services écosystémiques dits de régulation peuvent être renforcés. Dans les zones de forte pente, la colonisation de zones dégradées par des espèces invasives peut par exemple permettre simultanément de freiner l'érosion et de faciliter l'infiltration de l'eau dans le sol (figure 6). Cet aspect pourtant trivial reste généralement occulté dans l'ensemble de la littérature portant sur les espèces invasives parce qu'il ne semble pas avoir fait de mesures, mais il ne mérite pas d'être négligé pour autant. De manière similaire, l'extension de la biomasse liée aux invasions de plantes contribue, même modestement pour les petites îles, au stockage du carbone.

24 En revanche, les services culturels ne peuvent être qu'affectés dans une telle perspective de changement. La modification des paysages liée au bouleversement des formations végétales et au remplacement de certaines espèces indigènes ou exotiques par d'autres espèces exotiques peut être culturellement mal perçue. Ainsi en est-il de *Dichrostachis cinerea*, arbuste épineux très invasif sur la côte sous-le-vent de La Réunion, appelé à s'étendre en altitude avec l'élévation de la température, et qui supprime déjà les savanes herbacées. Celles-ci sont perçues comme l'une des composantes paysagères majeures des zones de basse altitude (CAUE, 1998).

Figure 6. Zone dégradée envahie par des espèces ligneuses sur un relief montagneux escarpé en Polynésie Française



(Cliché J. Tassin)

Conclusion

25 Les petites îles pourraient faire l'objet de nouvelles invasions biologiques sous l'effet du réchauffement climatique, pour plusieurs raisons principales : (i) augmentation de la pression d'introduction, (ii) altitude généralement peu élevée qui joue, comme l'exiguïté du territoire, en faveur d'une raréfaction de zones refuges pour les espèces indigènes. Des remaniements sont donc attendus au sein de la composition des communautés d'espèces en présence.

26 Toutefois, les conséquences environnementales de l'augmentation des invasions biologiques suite au réchauffement climatique dans les petites îles ne sauraient être envisagées de manière radicalement négative. Il n'y a en effet aucune raison pour qu'à l'exception des services culturels, les services écosystémiques, notamment les services de soutien et de régulation, soient dans leur ensemble mis à mal et, plus encore, qu'ils ne soient pas dans un bon nombre de cas renforcés par ces nouvelles invasions biologiques. Il ne s'agit pas de dénier les effets négatifs réels des invasions biologiques au sein des milieux insulaires, et de mésestimer les conséquences de certaines d'entre elles sur la conservation de la biodiversité indigène. On ne peut néanmoins se satisfaire d'une simple posture culturelle de rejet à leur égard. Il est justifié de tenter d'en tirer profit lorsque cela est possible, et de savoir reconnaître les conséquences positives qu'elles peuvent également générer au sein des écosystèmes.

Remerciements

27 L'auteur remercie les deux relecteurs anonymes pour leurs commentaires et corrections qui ont contribué à l'amélioration du manuscrit.

Biographie

28 L'auteur est chercheur en « écologie du mouvement » (Nathan, 2008). Ses recherches sont centrées sur la dispersion des espèces végétales et les invasions biologiques. Il a mené des travaux sur de nombreuses îles des océans Indien et Pacifique.

Bibliographie

Beaumont, L.J., R.V. Gallagher, W. Thuiller, P.O. Downey, M.R. Leishman et L.M. Hughes, 2009, Different climatic envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions, *Diversity and Distributions*, 15, pp. 409-420.

Caldow, R.W.G., R.A. Stillman, S.E.A. Durell, A.D. West, S. McGroarty, J.D. Goss-Custard, P.J. Wood et J. Humphreys, 2007, Benefits to shorebirds from invasion of a non-native shellfish, *Proceedings of the Royal Society Serie B Biological Sciences*, 274, pp. 1449-1455.

Cannon, R.J.C., 1998, The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species, *Global Change Biology*, 4, pp. 785-796.

Carrière, S., E. Randrianasolo et J. Hennefent J., 2008, Aires protégées et lutte contre les bioinvasions : des objectifs antagonistes ? Le cas de *Psidium cattleianum* Sabine (Myrtaceae) autour du parc national de Ranomafana à Madagascar, Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement, [En ligne], Volume 8 Numéro 1, [En ligne]. URL : <http://vertigo.revues.org/1918>.

CAUE, 1998, Paysages et aménagement à l'île de La Réunion, CAUE, Saint-Denis, 80 p.

Daehler, C.C., 2003, Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants : implications for conservation and restoration, *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, pp. 183-211.

Darwin, C., 1859, *L'origine des espèces* Flammarion, Paris, 608 p.

Dukes, J.S. et H.A. Mooney H.A., 1999, Does global change increase the success of biological invaders ? *Trends in Ecology and Evolution*, 14, pp. 135-139.

Gabriel, A.G.A., S.L. Chown, J. Barendse, D.J. Marshall, R.D. Mercer, P.J.A. Pugh et V.R. Smith, 2001, Biological invasions on Southern Ocean islands : the Collembola of Marion Island as a test of generalities, *Ecography*, 24, pp. 421-430.

Gritti, E.S., B. Smith et M.T. Sykes, 2006, Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species, *Journal of Biogeography*, 33, pp. 145-157.

IPCC, 2010. Workshop Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Workshop on Sea Level Rise and Ice Sheet Instabilities [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. Allen, and P.M. Midgley (eds.)]. IPCC Working Group I Technical Support Unit, University of Bern, Bern, Switzerland, 227 p.

Jakobs, G., C. Kueffer et C.C. Daehler, 2010. Introduced weed richness across altitudinal gradients in Hawai'i : humps, humans and water-energy dynamics. *Biological invasions*, 12, pp. 4019-4031.

Jeschke, J.M. et D.L. Strayer, 2006, Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America, *Global Change Biology*, 12, pp. 1608-1619.

Knutson, T.R. et R.E. Tuleya, 2004, Impact of CO₂-induced warming on simulated hurricane intensity and precipitation : sensitivity to the choice of climate model and convective parameterization, *Journal of Climate*, 17, pp. 3477-3495.

Lake, J.C., M.R. Leishman, 2004, Invasion success of exotic plants in natural ecosystems : the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores, *Biological Conservation*, 117, pp. 215-226.

Loope, L.L. et D.M. Mueller-Dombois, 1989, Characteristics of invaded islands, with special reference to Hawaii. Biological invasions - a global perspective, D. Drake, H. A. Mooney, F. Di Castri et al. Chichester, Royaume-Uni, pp. 257-280.

MacArthur, R.H. et E.O. Wilson, 1967. *The theory of island biogeography*. Oxford, Royaume-Uni, Princeton University Press.

MacDonald I.A.W., D.M. Graber, S. DeBenedetti, R.H. Groves et E.R. Fuentes, 1988, Introduced species in nature reserves in Mediterranean-type climatic regions of the world, *Biological Conservation*, 44, pp. 37-66.

Marris, E., 2009, Ragamuffin earth, *Nature*, 460, pp. 450-453.

Nathan, R., 2008. An emerging movement ecology paradigm. *PNAS*, 105, pp. 19050-19051.

Noble, I.R., 1989, Attributes of invaders and the invading process : terrestrial and vascular plants. Biological invasions : a global perspective, J. A. Drake, H. A. Mooney, F. Di Castri et al., Chichester,

Pejchar, L., Mooney H.A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, pp. 497-504.

Pyke, C.R., R. Thomas, R.D. Porter, J.J. Hellmann, J.S. Dukes, D.M. Lodge, G. Chavarria G., 2008, Current practices and future opportunities for policy on climate change and invasive species, *Conservation Biology*, 22, pp. 585-592.

Rahel, F.J. et J.D. Olden, 2008, Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species, *Conservation Biology*, 22, pp. 521-533.

Richardson, D.M., J.J. Hellmann, J.S. McLachlan, D.F. Sax, M.W. Schwartz, P. Gonzalez, E.J Brennan, A. Camacho, T. L. Root, O.E. Sala, S.H. Schneider, D.M. Ashe, J.R. Clark, R. Early, J.R. Etterson, E.D. Fielder, J.L. Gill, B.A. Minteer, S. Polasky, H.D. Safford, A.R. Thompson et M. Vellend, 2009, Multidimensional evaluation of managed relocation, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 106, pp. 9721-9724.

Risbey, J.S., 2007, The new climate discourse : alarmist or alarming ? *Global Environmental Change*, 18, pp. 26-37.

Ross, L.C., P.W. Lambdon et P.E. Hulme, 2008, Disentangling the roles of climate, propagule pressure and land use on the current and potential elevational distribution of the invasive weed *Oxalis pes-caprae* L. on Crete, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 10, pp. 251-258.

Slabber S., Worland M.R., Leinass H.P., Chown S.L., 2007, Acclimatation effects on thermal tolerances of springtails from sub-Antarctic Marion Island : indigenous and native species, *Journal of Insect Physiology*, 53, pp. 113-125.

Soubeyran, Y., 2008, Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. Etat des lieux et recommandations, Collection Planète Nature/ Comité français de l'UICN, Paris, 202 p.

Stachowicz, J.J., J.R. Terwin, R.B. Whitlatch et R.W. Osman, 2002, Linking climate change and biological invasions : ocean warming facilitates nonindigenous species invasions, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 99, pp. 15497-15500.

Tassin J. et J.N. Rivière, 2003, Gradient altitudinal de richesse en plantes invasives à l'île de La Réunion (archipel des Mascareignes, océan Indien). *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 58, pp. 257-270.

Tassin J., C. Lavergne, S. Muller, V. Blanfort, S. Baret, T. Le Bourgeois, J. Triolo et J.N. Riviere, 2006, Bilan des connaissances sur les conséquences écologiques des invasions de plantes à l'île de la Réunion (Archipel des Mascareignes, Océan Indien), *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 61, pp. 35-52.

Tassin, J., 2008, Vers un autre regard sur les invasions biologiques, *Le Courrier de la Nature*, 237, pp. 20-25.

Tassin, J., J. Triolo, V. Blanfort et C. Lavergne, 2009, L'évolution des stratégies de lutte contre les invasions végétales à l'île de La Réunion, *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 64, 2, pp. 101-115.

Tassin, J., 2010, *Plantes et animaux venus d'ailleurs : une brève histoire des invasions biologiques*, Editions Orphie, 136 p.

Thomasson, M., 1999, Réflexions sur la biodiversité : richesse, originalité et endémicité floristiques, *Acta Botanica Gallica*, 146, pp. 403-419.

Thuiller, W., D.M. Richardson et G.F. Midgley, 2007, Will climate change promote alien plant invasions ? In : *Biological Invasions, Ecological Studies*, vol. 193 (éd. W. Nentwig), Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 197-211.



Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope et R. Westbrooks, 1996, Biological invasions as global environmental change, *American Scientist*, 84, pp. 468-478.

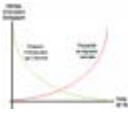



Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope, M. Rejmanek et R. Westbrooks, 1997, Introduced species : a significant component of human-caused global change, *New Zealand Journal of Ecology*, 21, pp. 1-16.

Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J.-M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg et F. Bairlein, 2002, Ecological responses to recent climate change, *Nature*, 416, pp. 389-395.

Willis, C.G., B.R. Ruhfel, R.B. Primack, A.J. Miller-Rushing, J.B. Losos et C.C. Davis, 2010, Favorable climate change response explains non-native species' success in Thoreau's Woods », *PLoS ONE*, 5, e8878. doi :10.1371/journal.pone.0008878.

Table des illustrations

	Titre Figure 1. Invasion de <i>Pinus caribaea</i> sur des sols ultramafiques au sud de la Nouvelle-Calédonie
	Crédits (Cliché J. Tassin).
	URL http://vertigo.revues.org/docannexe/image/10546/img-1.jpg
	Fichier image/jpeg, 680k
	Titre Figure 2. A l'île de Pâques, <i>Acacia dealbata</i> fut introduit pour la rapidité de sa croissance
	Crédits (Cliché J. Tassin)

	URL	http://vertigo.revues.org/docannexe/image/10546/img-2.jpg
	Fichier	image/jpeg, 736k
	Titre	Figure 3. Relation théorique entre le nombre d'invasions biologiques observées en fonction de la taille d'une île, selon des processus de migration liée à l'homme ou naturelle.
	Crédits	La courbe rouge est inspirée du modèle de MacArthur et Wilson (1967).
	URL	http://vertigo.revues.org/docannexe/image/10546/img-3.png
	Fichier	image/png, 3,4k
	Titre	Figure 4. Dans les zones insulaires montagneuses, comme ici en Tasmanie, la pression d'espèces exotiques invasives reste faible
	Crédits	(Cliché : J. Tassin).
	URL	http://vertigo.revues.org/docannexe/image/10546/img-4.jpg
	Fichier	image/jpeg, 924k
	Titre	Figure 5. Proportion (zone en pointillés) du gradient altitudinal pour laquelle les espèces indigènes présentes ne disposent pas de la possibilité de migrer en altitude dans l'hypothèse d'un accroissement de température de 0,6 °C d'ici 2100.
	URL	http://vertigo.revues.org/docannexe/image/10546/img-5.png
	Fichier	image/png, 6,6k
	Titre	Figure 6. Zone dégradée envahie par des espèces ligneuses sur un relief montagneux escarpé en Polynésie Française
	Crédits	(Cliché J. Tassin)
	URL	http://vertigo.revues.org/docannexe/image/10546/img-6.jpg
	Fichier	image/jpeg, 655k

Pour citer cet article

Référence électronique

Jacques Tassin, « Le réchauffement climatique va-t-il conduire les petites îles à être englouties sous les invasions biologiques ? », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 10 Numéro 3 | décembre 2010, mis en ligne le 20 décembre 2010, consulté le 04 mars 2013.
URL : <http://vertigo.revues.org/10546> ; DOI : 10.4000/vertigo.10546

Auteur

Jacques Tassin

Chercheur Ecologue, Cirad, UPR Biens et services des écosystèmes forestiers tropicaux, F-34398 Montpellier cedex 5, France, Courriel : jacques.tassin@cirad.fr

Droits d'auteur

© Tous droits réservés