

ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES ET CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Quels impacts
et conséquences
pour la gestion ?





Laitue d'eau et Jacinthe d'eau © B. Peltre

Ouvrage publié par le Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature et l'Office français de la biodiversité, dans le cadre du Centre de ressources Espèces exotiques envahissantes et du Réseau Espèces exotiques envahissantes outre-mer.

Coordination : Emmanuelle Sarat et Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN).

Rédaction et mise en œuvre : Clara Singh (Comité français de l'UICN).

Comité de relecture : Arnaud Albert (OFB), Céline Bellard (CNRS), Robin Pouteau (IRD), Christine Coudurier (Réserves naturelles de France), Alain Dutartre (Expert indépendant), Vivien Louppe (Muséum national d'histoire naturelle), Alan Meheust (Fédération des conservatoires d'espaces naturels), Jean-Yves Meyer (Délégation à la recherche de Polynésie française), Nicolas Poulet (OFB), David Renault (Université de Rennes 1) Mathieu Rouget (CIRAD), Gabrielle Thiebault (Université de Rennes 1), Frédérique Viard (CNRS).

Remerciements : Sarah Caceres (OFB), Sandra Chatel (Réserves naturelles de France), Franck Courchamps (CNRS), Gauthier Dobigny (IRD), Madeleine Freudenreich (Comité français de l'UICN), Jean François Maillard (OFB), Benoit Marçais (INRAE), Anabelle Porté (INRAE-Université de Bordeaux), Sylvie Martinant (Conservatoire d'espaces naturels Auvergne), Jean Secondi (Université d'Angers), Anne-Cerise Tissot (Réserves naturelles de France), Guillaume Viscardi (Conservatoire botanique national de Martinique).

Citation : UICN Comité français et OFB (2022). Espèces exotiques envahissantes et changements climatiques : quels impacts et conséquences pour la gestion ? Eclairage scientifique. Centre de ressources espèces exotiques envahissantes et Réseau espèces exotiques envahissantes outre-mer. France. 58 pages.

Illustrations de couverture : Iceberg sur le Lac Argentine © R. Jouan, Cyclone ☹️🌀, Grenouille Taureau © M. Berroneau, Moustique-tigre © J. Gathany (Center of Disease Control and Prevention), Régulation de la jussie dans le parc naturel régional de Brière © L. Bélier

ISBN : 978-2-493318-01-5

Dépôt légal : Septembre 2022

Création et conception : Caroline Rampon – caroline.rampon@laptitefabrikdecom.fr – www.laptitefabrikdecom.fr

SOMMAIRE

INTRODUCTION

p. 5

1.

COMMENT LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES INTERVIENNENT-ILS AU COURS DU PROCESSUS D'INVASION ?

p. 8

2.

LES ÉVÈNEMENTS CLIMATIQUES EXTRÊMES GÉNÉRÉS PAR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES FACILITENT-ILS LES INVASIONS BIOLOGIQUES ?

p. 17

3.

LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES PEUVENT-IL FACILITER UNE POPULATION D'EEE ET EN FREINER UNE AUTRE ?

p. 22

4.

LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES PEUVENT-IL INTENSIFIER LES IMPACTS DES EEE ?

p. 30

5.

COMMENT ENGAGER LA GESTION DES EEE DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES ?

p. 38

CONCLUSION

p. 51

LISTE DES ENCADRÉS



Vison d'Amérique © Marie Liabeuf

Encadré 1

Régions polaires : la fonte des glaciers en Arctique ouvre la voie aux espèces non-indigènes marines

Encadré 2

Etablissement de la Tortue de Floride en Europe, de premières constatations et un risque croissant à l'avenir

Encadré 3

Naturalisation des plantes ornementales introduites en Europe, déplacement des zones à risques d'établissement sous l'effet des changements climatiques

Encadré 4

Les ouragans : moteurs de dispersion du Poisson-lion depuis la Floride jusqu'aux Caraïbes

Encadré 5

Affaiblissement des communautés de macroinvertébrés du Rhône au profit des EEE par action synergique d'un stress prolongé et d'événements climatiques extrêmes

Encadré 6

L'ouverture du couvert forestier par les cyclones, une facilitation pour la Vigne marronne à La Réunion

Encadré 7

Expansion altitudinale possible du Tulipier du Gabon en Polynésie française sous l'effet de l'augmentation des températures

Encadré 8

Les sécheresses estivales dans le sud-est de la France limiteraient la dissémination du champignon *Hymenoscyphus fraxineus* et réduiraient les impacts associés

Encadré 9

Augmentation des risques d'allergies au pollen de l'Ambroisie : effet de l'augmentation de la distribution et des réponses physiologiques aux changements climatiques

Encadré 10

Changements climatiques et modifications des rapports de dominance dans les milieux aquatiques

Encadré 11

Extinction facilitée du lézard *Anolis sagrei* sur des îles des Bahamas suite à une succession de pressions biotiques (introduction d'espèces exotiques) et abiotiques (ouragan)

Encadré 12

Les effets des changements climatiques peuvent moduler l'efficacité de la lutte biologique

Encadré 13

La régression des plantes exotiques envahissantes offre des opportunités de restauration des milieux dans l'ouest des Etats-Unis

Encadré 14

Le réseau des aires protégées constitue un filtre naturel intéressant face aux invasions biologiques sous l'effet des changements climatiques à l'échelle de l'Europe

Encadré 15

Quand des politiques nationales d'adaptation aux changements climatiques favorisent l'introduction d'espèces exotiques

Encadré 16

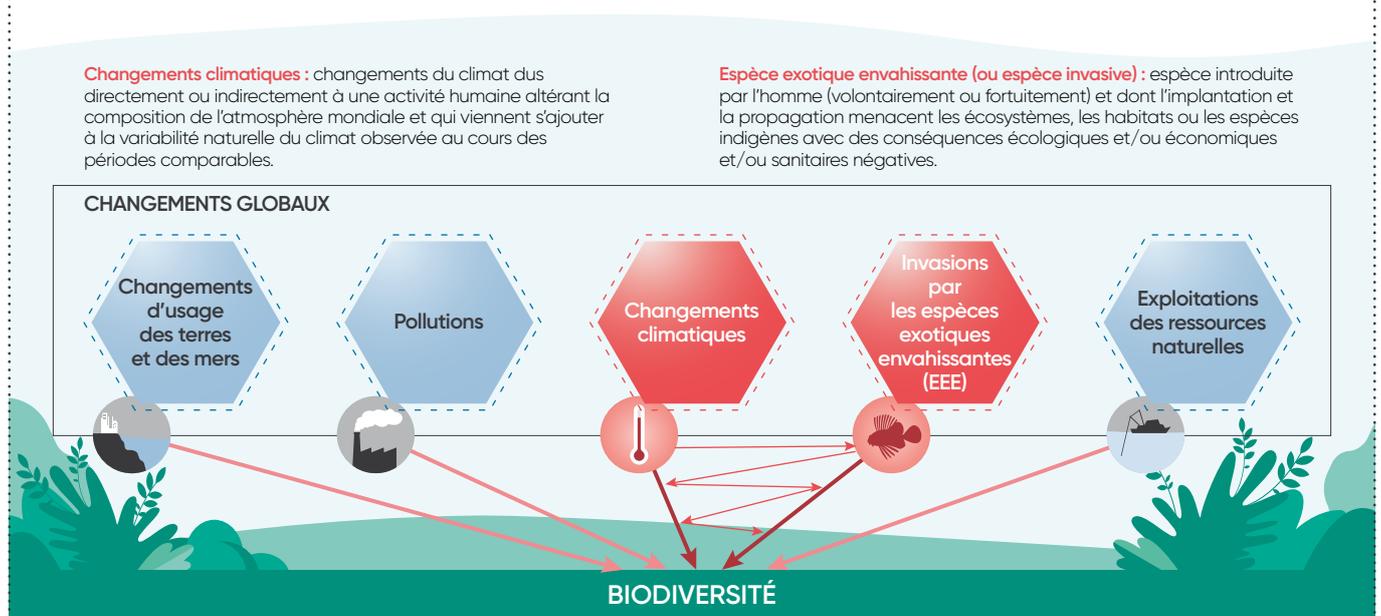
Priorisation spatiale de la gestion des plantes exotiques envahissantes à La Réunion : une collaboration de toutes les parties prenantes permettant la transférabilité de la recherche vers la gestion

INTRODUCTION



Les changements climatiques et les espèces exotiques envahissantes (EEE) figurent parmi les principales pressions qui s'exercent sur la biodiversité à l'échelle mondiale¹ (Figure 1). Leurs conséquences environnementales et sociétales sont liées et cumulatives, accentuant ainsi leurs effets sur les milieux naturels et la biodiversité. Ces deux phénomènes connaissent une accélération sans précédent, en lien avec l'intensification des activités humaines et la mondialisation des échanges. L'étendue, les modalités et les conséquences de leurs interactions soulèvent de nombreuses questions de la part de l'ensemble des parties prenantes qui y sont confrontées.

Figure 1 : Les changements climatiques et les EEE, deux composantes des changements globaux qui agissent en synergie



Les changements climatiques provoquent des bouleversements de plus en plus importants à l'échelle de la planète et leurs impacts négatifs sur les écosystèmes vont devenir majeurs dans les décennies à venir. Les émissions de gaz à effet de serre issues des activités humaines ont élevé la température d'environ 1,1°C depuis la période comprise entre 1850 et 1900 et le GIEC estime que celle-ci pourrait franchir le seuil de 1,5°C en moyenne durant les 20 prochaines années². Les températures actuelles relevées dépassent le maximum connu de la dernière période chaude qui date de 6 500 ans. De plus, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements climatiques extrêmes, des vagues de chaleur plus fréquentes et plus intenses, des saisons chaudes plus longues et un raccourcissement des saisons froides sont attendues. De telles conséquences sont parfois déjà observables ainsi que d'autres manifestations, notamment la montée du niveau des mers, l'acidification des océans, la désertification, l'augmentation des feux, le blanchissement des récifs coralliens, le retrait des glaciers et de la banquise, la fonte des glaces continentales ou encore les changements des régimes de précipitations à cause de l'altération du cycle de l'eau.

Toutes ces modifications peuvent avoir des effets sur la répartition, les altérations, voire la disparition des écosystèmes et des espèces qu'ils abritent. Dans son 6^e rapport publié en février 2022, le GIEC estime qu'un tiers des espèces pourrait disparaître d'ici 2070 si les changements climatiques se poursuivent au même rythme. Il existe néanmoins des disparités quant à ces effets selon les régions, les habitats et les espèces elles-mêmes. Dans un tel contexte, qu'en est-il des EEE, dont les succès d'invasion pourraient être influencés par les perturbations associées aux changements climatiques, la fragilisation des milieux naturels ainsi que par leurs capacités intrinsèques ?

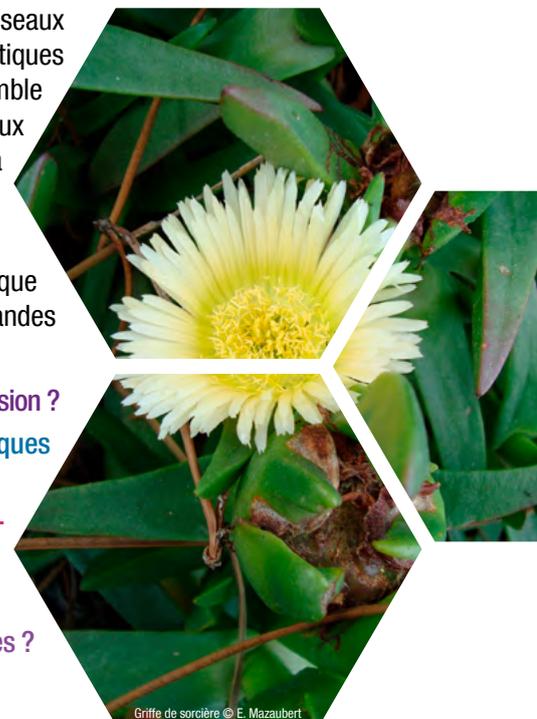
C'est la question que se posent de plus en plus d'acteurs mobilisés sur cette thématique et pour qui la prévention et la gestion des EEE constituent déjà un défi de taille. Le territoire français n'est pas épargné et connaît, en métropole comme en outre-mer, une augmentation rapide des introductions d'espèces exotiques. L'Europe a par exemple connu une augmentation de 76 % d'introductions d'EEE au cours des 35 dernières années³ et la France apparaît comme l'un des pays européens avec le plus grand nombre d'espèces introduites⁴. Les impacts négatifs d'ordre socio-économique et sanitaire liés à l'expansion des EEE sont également en accroissement constant. Par ailleurs, la gestion pour contrer ce phénomène et la mise en place de mesures d'atténuation des changements climatiques sont encore trop souvent réfléchies indépendamment l'une de l'autre et guidées par des politiques et des stratégies bien distinctes.

Une meilleure compréhension des effets des changements climatiques sur les EEE, et l'identification de moyens pour les prendre en considération dans la prévention et la gestion des invasions biologiques sont à présent nécessaires. Bien que les liens entre les changements climatiques et les EEE fassent déjà l'objet de travaux de recherche, ils restent complexes, difficiles à identifier et à anticiper. Par ailleurs, ces connaissances sont pour l'instant majoritairement détenues par le monde de la recherche académique et restent insuffisamment synthétisées et trop peu accessibles aux gestionnaires et aux décideurs concernés.

Dans ce contexte, et pour répondre à ce besoin de synthèse et de transfert de connaissances, le Centre de ressources sur les EEE et le Réseau EEE outre-mer, ont mobilisé leurs réseaux d'experts pour apporter un éclairage scientifique sur les effets des changements climatiques sur les EEE et leurs conséquences sur la prévention et la gestion. Destiné à l'ensemble des parties prenantes confrontées aux invasions biologiques, et plus particulièrement aux gestionnaires d'espaces naturels et aux décideurs, ce document constitue un porteur à connaissances prenant la forme d'une synthèse illustrée d'informations issues de la littérature scientifique.

Cette publication ne recherche pas l'exhaustivité et ne constitue pas une revue scientifique en tant que telle sur ce vaste sujet. Le comité éditorial a identifié au préalable cinq grandes questions à traiter qui correspondent aux différents chapitres de ce document :

- 1 • **Comment les changements climatiques interviennent-ils au cours du processus d'invasion ?**
- 2 • **Les événements climatiques extrêmes générés par les changements climatiques facilitent-ils les invasions biologiques ?**
- 3 • **Les changements climatiques peuvent-ils faciliter une population d'EEE et en freiner une autre ?**
- 4 • **Les changements climatiques peuvent-ils intensifier les impacts des EEE ?**
- 5 • **Comment engager la gestion des EEE dans un contexte de changements climatiques ?**



Griffe de sorcière © E. Mazaubert



Ces cinq questions traitent des conséquences des changements climatiques sur des espèces initialement introduites par l'homme dans un nouveau territoire en dehors de leur aire d'origine. En revanche, les espèces indigènes amenées à se déplacer par elles même en réponse aux changements climatiques ne sont pas concernées par cet ouvrage.

LE CENTRE DE RESSOURCES ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES

Pour accompagner l'ensemble des acteurs concernés dans leur réponse face aux EEE, le Comité français de l'UICN et l'OFB ont déployé en 2018 un Centre de ressources sur les EEE, dans la continuité des travaux menés par le groupe de travail invasions biologiques en milieux aquatiques (GT IBMA) depuis 2008. Son objectif principal est d'améliorer l'efficacité des démarches de prévention et de gestion des invasions biologiques et d'accompagner les politiques nationales sur le sujet, notamment la stratégie nationale relative aux EEE. Le Centre de ressources EEE concerne les espèces de faune et de flore, les écosystèmes marins, dulçaquicoles et terrestres et couvre la métropole et l'outre-mer, en ciblant prioritairement les acteurs professionnels et les gestionnaires de la biodiversité.

Ainsi, il vise à :

- accompagner la montée en compétence des acteurs ;
- produire, capitaliser et diffuser les connaissances et les savoir-faire ;
- développer un apprentissage collectif des acteurs, une culture commune sur des objectifs de connaissance et de gestion.

Pilier du CDR EEE, le Réseau d'expertise scientifique et technique (REST) rassemble une centaine de membres représentant toutes les parties prenantes concernées par les EEE (gestionnaires d'espaces, chercheurs, associations, services de l'état, établissements publics...). Pour l'outre-mer, le CDR EEE repose sur le Réseau espèces exotiques envahissantes outre-mer (ex-initiative outre-mer).

LE RÉSEAU ESPÈCES EXOTIQUES ENVAHISSANTES OUTRE-MER

Les collectivités françaises d'outre-mer, réparties dans les trois grands bassins océaniques et sous différentes latitudes, se caractérisent par une biodiversité exceptionnelle. Le plus souvent insulaires, leur évolution éloignée des continents a permis l'émergence d'un fort taux d'endémisme et par conséquent d'une forte vulnérabilité face aux invasions biologiques. L'ampleur de ces menaces a conduit le Comité français de l'UICN à lancer en 2005 une initiative afin de mobiliser l'ensemble des outre-mer sur cette problématique. Forte de ses 15 années d'expérience, elle est devenue en 2020 le Réseau espèces exotiques envahissantes outre-mer, partenaire évident du CDR EEE pour les enjeux ultramarins. Afin d'aider les acteurs de terrain sur ces territoires, le Réseau EEE outre-mer constitue :

- un outil d'appui pour renforcer les connaissances et accroître la sensibilisation face aux invasions biologiques ;
- un outil d'expertise pour améliorer l'anticipation, la prévention et l'efficacité des réponses à ces phénomènes ;
- un outil de collaboration sur les invasions biologiques à l'échelle des outre-mer et dans chaque région.

Il s'appuie sur son propre réseau d'experts et de personnes ressources regroupant près d'une centaine de membres. Sa complémentarité géographique avec le REST permet à ces deux réseaux de couvrir l'ensemble du territoire français de la planète et de mobiliser une expertise complète pour répondre à leurs objectifs qui convergent en de nombreux points.



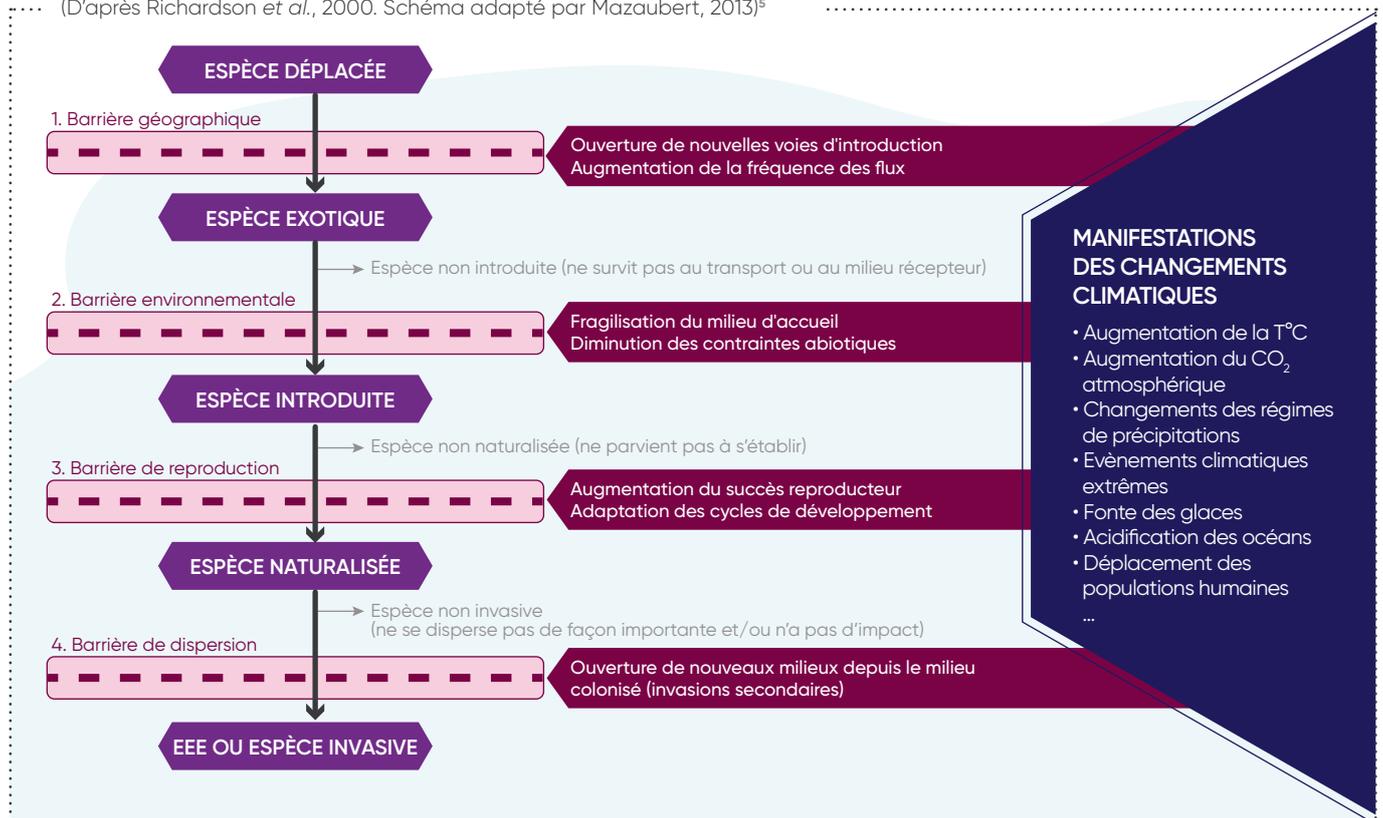
COMMENT LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES INTERVIENNENT-ILS AU COURS DU PROCESSUS D'INVASION ?



Une espèce exotique devient envahissante si elle parvient à franchir les différents filtres qu'elle va rencontrer lors de son transport hors de son aire d'origine, de son introduction et de son établissement, puis lors de son expansion géographique dans un territoire d'accueil. Ainsi, le déroulement du processus d'invasion biologique dépend de la perméabilité de ces barrières mais aussi de la capacité de ces espèces à les franchir, soit autant de facteurs pouvant être soumis aux effets des changements climatiques (Figure 2). A noter que ce processus comporte nécessairement une intervention anthropique, a minima lors du prélèvement, volontaire ou involontaire des propagules dans leur région d'origine et dans son transport hors de cette région.



Figure 2 : Changements climatiques et processus d'invasion
(D'après Richardson *et al.*, 2000. Schéma adapté par Mazaubert, 2013)⁵



1. Barrière géographique

Les manifestations des changements climatiques peuvent offrir de nouvelles possibilités de déplacement d'espèces exotiques par les activités humaines. D'une part, elles peuvent amplifier le risque lié aux voies et vecteurs déjà existants et d'autre part faciliter la multiplication des déplacements et ouvrir de nouvelles voies d'introductions. Les changements climatiques peuvent ainsi contribuer à l'augmentation de la pression de propagules et par conséquent à l'augmentation des risques d'introductions.

La fonte des glaces en Arctique est une bonne illustration de ces mécanismes car elle permet le passage des navires en ouvrant de nouvelles routes maritimes, donnant accès à des régions auparavant inaccessibles et la mise en contact entre régions auparavant isolées, jusqu'alors préservées des risques d'introductions d'espèces non-indigènes marines (Encadré 1)⁶. L'allongement des périodes propices à la navigation dans cette zone géographique et la diminution des temps de trajets, peuvent par ailleurs permettre une augmentation de la fréquence des voyages, de la probabilité de survie des espèces pendant leur transport, et donc des événements d'introductions involontaires.

Aux latitudes élevées dans l'hémisphère nord, les conditions d'hypoxie dans les lacs recouverts de glace en hiver, ne permettent généralement pas le développement d'activités comme la pêche de loisir, mais la fonte de ces glaces pourrait inciter l'introduction volontaire d'espèces à des fins économiques⁷. L'évolution des pratiques et des usages en adéquation avec de nouvelles conditions climatiques peut s'appliquer à divers milieux et groupes taxonomiques. Le choix des végétaux importés pour le commerce pourrait par exemple porter sur des espèces plus tolérantes aux températures élevées et aux vagues de chaleur, augmentant les risques d'introduction dans les milieux naturels d'espèces exotiques adaptées aux futures conditions climatiques.



Encadré

1

RÉGIONS POLAIRES : LA FONTE DES GLACIERS EN ARCTIQUE OUVRE LA VOIE AUX ESPÈCES NON-INDIGÈNES MARINES⁶

L'attention portée aux risques d'invasions biologiques dans cette région du globe est relativement récente. Le retrait des glaces a facilité le développement d'activités humaines telles que la navigation, l'exploitation des ressources et le tourisme à des latitudes plus élevées. Entre 1960 et 2015, une augmentation annuelle du nombre d'introductions d'espèces a été observée, avec un total de 34 taxons introduits sur cette période. Un quart de ces introductions concerne le Plateau islandais ainsi que les mers de Barents et de Norvège. La première voie d'introduction majeure identifiée est la navigation, par les eaux de ballast ou par la *biofouling* (encrassement biologique des coques de navires). L'intensification et la multiplication des activités humaines conduisent à l'encrassement d'une plus grande diversité de supports tels que les coques des navires de plaisance et de pêche ou les plateformes flottantes installées pour l'exploitation gazière et pétrolière.

Le développement d'activités aquacoles, les pêcheries sauvages ainsi que le commerce d'organismes vivants, constituent également de nouveaux risques d'évasion : c'est par exemple le cas de la *Truite arc-en-ciel* (*Onchorhynchus mykiss*) originaire du Pacifique Nord, élevée dans des cages marines, dont les individus se sont échappés. Plusieurs espèces d'algues rouges ont également été introduites à la suite de transports d'équipement d'aquaculture et de déplacements de mollusques et de crustacés vivants. Plus d'un tiers (35 %) des introductions répertoriées concerne des arthropodes (crustacés, insectes...), suivi par des ochrophytes (algues "brun-doré") (22 %), des chordés (ascidies, vertébrés) (17 %), des mollusques (11 %), des rhodophycées ou algues rouges (7 %), des plathelminthes (vers plats) (4 %), une espèce de chlorophycée (algues vertes) et une de myzozoaire (cnidaire parasite).

Les événements climatiques extrêmes (tempêtes, cyclones, inondations, mouvements de terrain, sécheresses, feux...) de plus en plus fréquents et intenses, sont l'une des manifestations majeures des changements climatiques déjà bien observables à l'échelle planétaire. Les évasions d'espèces détenues en captivité, notamment en milieu dulçaquicole lors d'inondations, risquent ainsi de devenir plus fréquentes. Ce fut par exemple le cas en mai 2020 dans le sud-ouest de la France, où de fortes précipitations ont provoqué le débordement de bassins de pisciculture du Ciron et de la Leyre et l'échappement dans le milieu naturel de tonnes de truites et de milliers d'espadons d'élevage de deux espèces (*Acipenser baeri* et *Acipenser Gueldenstadti*)⁹. Un événement similaire a eu lieu dans le Missouri en 1994, lors d'une crue qui a causé l'échappement depuis une éclosierie d'une trentaine de **carpes noires** (*Mylopharyngodon piceus*) dans la rivière Osage⁹. Plus récemment, suite à des inondations de grandes ampleurs en août 2018 et 2019, au moins dix espèces de poissons exotiques ont été détectées pour la première fois dans les eaux naturelles des Ghâts occidentaux (chaîne de montagnes bordant le plateau de Deccan à l'ouest de l'Inde), échappées de systèmes aquacoles non gérés¹⁰. De même, en Martinique, le passage en 2007 du cyclone Dean a facilité l'introduction dans le milieu naturel de l'arbre **Miconia** (*Miconia calvescens*) hors du jardin des Ombrages où l'espèce avait été plantée pour l'ornement.

Plus indirectement, les événements climatiques extrêmes ont pour conséquences d'importants déplacements humains et de matériels comme dans la région des Caraïbes en 2017, suite au passage de l'Ouragan Irma. Celui-ci a balayé plusieurs îles dont la Dominique, qui, impactée sur près de 70 % de son territoire, a bénéficié d'une aide internationale. L'**Iguane rayé** (*Iguana delicatissima*) et la **Rainette de Cuba** (*Osteopilus septentrionalis*), ont été à cette occasion accidentellement transportés et introduits en Dominique depuis les Antilles françaises via les conteneurs acheminant des vivres et du matériel médical¹¹.



Iguane rayé © DEAL Martinique

2. Barrière environnementale

Toutes les conditions abiotiques (températures, précipitations, vents, salinité, CO₂, sol...) et biotiques (distribution et dynamique des populations de proies, prédateurs, pollinisateurs, disséminateurs, symbiotes...) des milieux d'introduction pourront être modifiées par les changements climatiques. Ceux-ci peuvent ainsi moduler les barrières que ces espèces vont avoir à franchir pour survivre lors de leur transport et à leur arrivée dans un nouveau milieu. D'une manière générale, plus les conditions de ce nouvel environnement se rapprocheront de celles de leur milieu d'origine, plus elles auront de potentialités de survie et d'établissement.

Des espèces tropicales et donc adaptées à des climats chauds et introduites à des latitudes plus élevées que celles de leur milieu d'origine, risquent ainsi de franchir une nouvelle étape dans leur processus d'invasion. Des espèces aquatiques telles que la **Jacinthe d'eau** (*Pontederia crassipes*), la **Laitue d'eau** (*Pistia stratiotes*) ou encore l'**Hydrille verticillée** (*Hydrilla verticillata*), bien connues en régions tropicales, sont largement commercialisées comme espèces d'ornement pour les aquariums et les jardins aquatiques dans les pays tempérés. Dans la partie nord des Etats-Unis d'Amérique, la survie de ces espèces était très rare en milieu naturel à cause des hivers trop rigoureux. Dans la région des Grands Lacs, l'augmentation des températures, la diminution des chutes de neige, l'augmentation de la fréquence des cycles de gel et de dégel, la formation tardive et la fonte précoce des couvertures de glace sur les lacs et cours d'eau, sont autant de conditions annoncées par les changements climatiques qui pourraient à l'avenir permettre la survie de ces espèces en milieu naturel. Ces changements sont déjà observables puisque des lacs dans l'hémisphère nord connaissent déjà de tels retards dans la formation des couches de glace ainsi qu'une fonte précoce¹².

En zones côtières, un climat plus chaud et un régime de précipitations changeant, peuvent réduire les apports d'eau douce et augmenter la salinité des écosystèmes estuariens. Ces nouvelles conditions seraient ainsi favorables à la survie de propagules telles que les larves de **Crabe chinois** (*Eriocheir sinensis*) déversées depuis les eaux de ballast près des côtes⁷. A proximité des estuaires, ces larves pourraient survivre et poursuivre leur développement en migrant vers des eaux plus douces pour atteindre l'âge adulte.

En milieu marin, par exemple, les espèces transitant par le Canal de Suez depuis la Mer Rouge vers la Méditerranée (appelées espèces lessepsiennes) restaient jusqu'alors cantonnées dans le bassin oriental de la Mer Méditerranée aux conditions climatiques les plus chaudes. L'élévation des températures a permis à certaines espèces, comme le Poisson-lion (*Pterois miles*), d'atteindre la Méditerranée centrale et occidentale¹³.

Plus globalement, la fragilisation des milieux naturels et la réduction de leur capacité de résistance aux introductions sous l'effet des changements climatiques extrêmes pourraient favoriser l'installation et le développement de nouvelles espèces exotiques (question 2).



Laitue d'eau © C. Delnatte

3. Barrière de reproduction

Une espèce exotique est considérée comme naturalisée si elle est adaptée aux conditions biotiques et abiotiques du nouveau milieu en parvenant à s'y reproduire. Ainsi, les changements climatiques peuvent parfois faciliter le passage d'une population introduite à naturalisée.

L'ÉTABLISSEMENT FACILITÉ PAR DES CONDITIONS BIENTÔT FAVORABLES

Un déroulement optimal des cycles biologiques est étroitement lié aux facteurs abiotiques comme la température, les précipitations et la luminosité, en particulier pour les plantes et les animaux ectothermes. Ainsi, les barrières à l'établissement en milieu tempéré d'espèces tropicales ou subtropicales par exemple, s'affaiblissent avec l'élévation des températures. Ce phénomène s'observe déjà pour des populations de **Tortue de Floride** (*Trachemys scripta elegans*) dont le succès reproducteur a déjà été observé en Europe, notamment en Italie¹⁴ et en France métropolitaine (Encadré 2). De même, dans le règne végétal, la **Jacinthe d'eau** désormais présente ponctuellement dans le milieu naturel dans le sud-ouest de la France et sur le littoral méditerranéen est naturalisée en Corse. Les graines d'**Ambroisie à feuilles d'armoise** (*Ambrosia artemisiifolia*) nécessitent une température cumulée de 1400°C-jour pour être matures, ce qui serait plus communément le cas dans le nord de l'Europe dans les conditions climatiques futures.¹⁵

Le succès reproducteur des insectes peut aussi être largement modulé par le climat, comme la **Pyrale du buis** (*Cydalima perspectalis*), connue pour consommer l'écorce des buis conduisant parfois à une défoliation totale et à la mort de l'hôte. Elle bénéficie des hivers plus doux pour accomplir son cycle de développement à des latitudes de plus en plus élevées et cette chenille de papillon nocturne peut ralentir son métabolisme lors de sa phase larvaire et donc se mettre en diapause si les conditions ne sont pas favorables.



Encadré

2

ÉTABLISSEMENT DE LA TORTUE DE FLORIDE EN EUROPE, DE PREMIÈRES CONSTATATIONS ET UN RISQUE CROISSANT À L'AVENIR¹⁴

La **Tortue de Floride** (*Trachemys scripta elegans*), largement dispersée à travers le monde, est désormais présente dans toutes les régions de la métropole et en outre-mer où elle colonise étangs, cours d'eau et zones humides. Cependant, en Europe, seule une petite fraction des populations introduites en milieu naturel est parvenue à se reproduire sans l'aide de l'homme. Une comparaison des niches climatiques entre des populations retournées à l'état sauvage non naturalisées (présence et survie observées) et naturalisées (éclosion des œufs observés), a mis en évidence le rôle majeur de la hausse des températures estivales, des radiations solaires et des fortes précipitations sur le succès reproducteur de l'espèce. Plus précisément, des températures comprises entre 25 et 26 °C seraient nécessaires pour permettre à la fois sa présence, son bon développement embryonnaire, puis l'éclosion. Le sexe-ratio des pontes pourrait également être déséquilibré conduisant à une dominance de femelles. Du fait de la longévité des individus, pouvant atteindre 30 ans à l'état sauvage, ceux présents dans des régions actuellement défavorables, pourraient, selon la vitesse à laquelle vont s'opérer les changements, voir leur milieu d'accueil devenir propice à leur reproduction. Des questions subsistent quant à l'effet des changements climatiques sur la vitesse du processus d'invasion et notamment sur un raccourcissement possible de la phase de latence. Certains scénarii ont identifié la Tortue de Floride comme l'un des vertébrés terrestres exotiques envahissants pouvant être favorisé par les changements climatiques et les modifications d'occupation du sol avec une expansion vers le nord-est de l'Europe¹⁶. Les conclusions de ces études concordent avec les premières observations de succès reproducteurs dans le sud de la France et des éclosions constatées plus au nord, dans les régions Pays-de-la-Loire, Centre Val de Loire et Grand Est¹⁷.

Ce papillon est désormais présent dans toutes les régions de France. Dans les régions polaires et alpines, il existe de nombreux exemples de plantes et d'insectes qui sont restés cantonnés dans certains habitats ; ce n'est qu'à partir du moment où le réchauffement climatique a été significatif, notamment lors des périodes hivernales, que les populations sont passées du statut d'introduites à envahissantes, colonisant un large spectre de nouveaux habitats. A son arrivée à Kerguelen, la **Mouche** *Calliphora vicina* se reproduisait uniquement dans les bâtiments, puis est ensuite parvenue à s'établir dans le milieu naturel sous l'effet de l'augmentation des températures. Observée pour la première fois en 1978, elle ne pouvait alors assurer un cycle reproducteur complet au cours d'une année. Avec le réchauffement climatique, le cycle complet de la maturation de l'œuf à l'adulte a pu être réalisé, accompagnant alors la dynamique d'expansion de cet insecte¹⁸.

Les végétaux introduits notamment à des fins ornementales, constituent depuis des décennies, un réservoir d'espèces susceptibles de s'établir à l'avenir sous l'effet des modifications du climat, dans les régions où elles sont commercialisées. En Europe, les effets des changements climatiques pourraient modifier les patrons de distribution des aires favorables à l'établissement de ces espèces importées (Encadré 3)¹⁹. En effet, la croissance des organes végétatifs et le développement d'organes reproducteurs, les cycles de développement et la phénologie sont influencés par les paramètres abiotiques comme la température qui conditionne la germination des graines et la survie des plantules.

DES STRATÉGIES DE REPRODUCTION AVANTAGEUSES DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Les espèces introduites peuvent présenter des traits morphologiques, comportementaux et physiologiques leur permettant de s'établir ou d'optimiser leur cycle de reproduction lorsque le milieu d'accueil diffère du milieu d'origine. Ces adaptations peuvent même être directement induites par les modifications du climat. Par exemple, chez de nombreux insectes, du fait de leur caractère ectotherme, le rythme d'activité, la durée des stades de développement, le nombre annuel de générations par an et les possibilités d'envol sont très dépendantes de la température ambiante.

Certaines plantes disposent de deux stratégies reproductives, l'une sexuée et l'autre végétative. Des espèces introduites se reproduisent uniquement par voie sexuée comme le **Bident à fruits noirs** (*Bidens frondosa*), d'autres de façon exclusivement végétative, tandis que certaines, peuvent, selon les contextes, développer les deux stratégies. C'est par exemple bien connu pour les **jussies** (*Ludwigia spp*) et le **Solidage du Canada** (*Solidago canadensis*)^{20, 21}. Selon les conditions rencontrées, les espèces alloueront davantage d'énergie dans le développement des organes végétatifs ou reproducteurs impliqués, et les réponses aux changements climatiques pourront varier selon les espèces et les contextes dans un objectif d'optimisation et d'efficacité des fonctions de la plante.

La production accrue de biomasse racinaire sous l'effet du réchauffement climatique favorise ainsi la multiplication végétative par stolons du **Solidage du Canada**. L'augmentation de biomasse des organes reproducteurs, et donc du nombre d'inflorescences, confère au **Bident à fruits noirs** une plus forte attractivité pour les pollinisateurs²⁰. Sa floraison précoce, comme pour les jussies, permet à ces espèces de produire un plus grand nombre de graines qu'en cas de floraison tardive où la probabilité pour les fruits d'atteindre leur maturité peut être réduite. Chez les **jussies**, l'augmentation du taux de germination des graines compense la perte liée à la mortalité observée des plantules provoquée par les changements climatiques et témoigne d'effets facilitateurs et/ou inhibiteurs durant la totalité du cycle de développement de la plante, et de la complexité des relations de causes à effets²¹.



Solidage du Canada © CEN Centre



Encadré

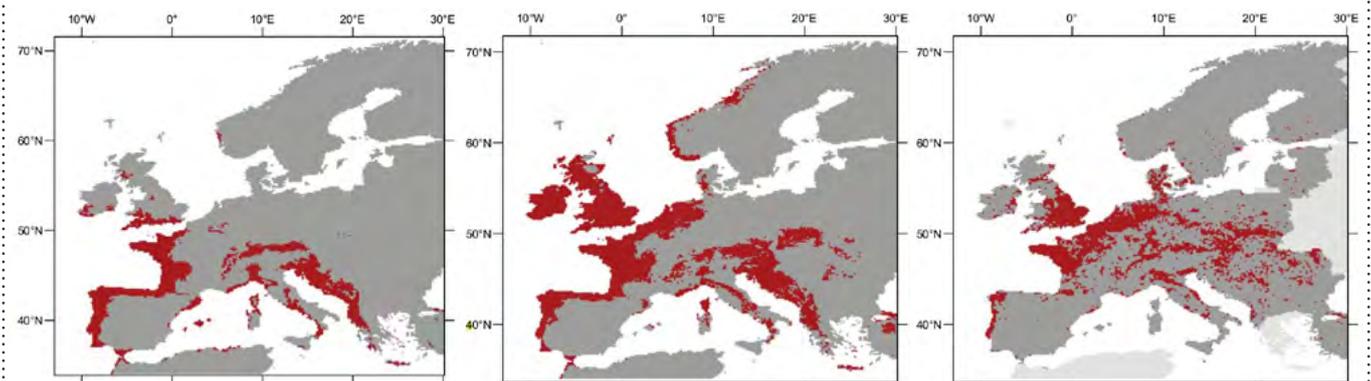
3

NATURALISATION DES PLANTES ORNEMENTALES INTRODUITES EN EUROPE : DÉPLACEMENT DES ZONES À RISQUES D'ÉTABLISSEMENT SOUS L'EFFET DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES ¹⁹

Actuellement, le nord et l'est de l'Europe sont moins favorables aux plantes exotiques ornementales du fait des températures hivernales basses. Les points chauds d'établissement seraient nettement localisés au sud et à l'ouest du continent comme les zones côtières de l'Atlantique, caractérisées par des hivers doux, de faibles niveaux de gel et d'aridité, soit des conditions très bien tolérées par un large spectre d'espèces aux origines diverses. La côte est adriatique présente également des conditions propices. La zone côtière des Balkans, région recevant le plus de précipitations en Méditerranée, est aussi exposée à un risque élevé d'invasion. Les modèles intégrant les changements climatiques annoncent un déplacement de ces points chauds, avec un accroissement des aires favorables vers le nord et l'est de l'Europe et une diminution dans certains des secteurs actuellement favorables en raison d'une évolution vers des conditions plus arides. Les espèces exotiques adaptées au climat méditerranéen ne pourraient donc ni s'établir ni migrer vers des latitudes plus élevées, où l'augmentation des températures ne serait pas suffisante pour les accueillir. De même, les espèces introduites et adaptées aux conditions boréales ne pourraient plus s'établir dans les nouveaux espaces favorables au nord du continent. Cependant, en Europe, la résultante générale reste toutefois une augmentation du risque d'établissement pour la majorité des espèces importées. Des projections plus précises du risque d'établissement des espèces en fonction des superficies disponibles pour leur plantation ont complété les premiers modèles. Elles montrent un risque élevé dans les zones plus densément peuplées et économiquement prospères malgré des conditions climatiques pas toujours optimales, tandis que des zones relativement vastes au climat favorable seraient plus préservées à l'avenir. Ces résultats soulignent la complexité des facteurs qui interviennent tels que l'occupation des sols qui s'ajoutent aux manifestations des changements climatiques.

Figure 3 : Evolution des points chauds d'établissement de 783 espèces ornementales exotiques détenues et non naturalisées en Europe (mais naturalisées ailleurs)

- a) actuellement
- b) dans le cas du scénario de changements climatiques le plus pessimiste
- c) en intégrant les superficies disponibles pour leur plantation sous le scénario de changements climatiques le plus pessimiste (D'après Dullinger *et al.*, 2017)¹⁷



4. Barrière de dispersion

La dispersion des populations naturalisées depuis les sites d'introduction vers de nouveaux milieux est fortement corrélée à leurs capacités de déplacement, naturel ou assisté. Les changements climatiques peuvent atténuer voire lever des obstacles à la dispersion et favoriser les déplacements avec des effets en cascades sur le degré de perturbations des nouveaux milieux envahis (question 3 et 4). Les capacités physiques conditionnant le déplacement de certaines espèces peuvent par exemple être très dépendantes des températures ambiantes, comme chez certains amphibiens ou encore chez les insectes volants dont les capacités et les distances de vol peuvent être améliorées par une élévation des températures.

Les changements climatiques peuvent également ouvrir des corridors, et lever des barrières qui restreignaient auparavant la circulation des espèces vers de nouveaux espaces. C'est le cas des Iles Kerguelen, d'une surface de 7 000 km², où le Glacier Cook recouvre une large proportion de la partie ouest de l'archipel et constitue une barrière naturelle à la dispersion d'EEE cantonnées à l'Est, telles que les chats, les rats, les lapins, et des plantes comme le Pissenlit (*Taraxacum officinale*). Selon des simulations récentes²², ce glacier pourrait totalement disparaître d'ici à 2100, ce qui ouvrirait de nouveaux espaces colonisables encore préservés et caractérisés par une importante naturalité, notamment la Péninsule Rallier du Baty au sud-ouest²³. De même, les montagnes enneigées pendant une partie de l'année à l'est des Balkans constituent une barrière difficilement franchissable par les populations de petites mangoustes indiennes (*Urva auro-punctata*) introduites dans cette région. Cependant, l'augmentation de la température, des précipitations et la disparition de cette couverture neigeuse pourraient ouvrir des corridors de dispersion au nord et au sud de la région lui permettant d'atteindre l'Italie et des territoires favorables à l'avenir du fait des changements climatiques (barrière environnementale) en Europe de l'Est, dans le Caucase et au centre de l'Asie²⁴.

D'autres dispersions peuvent être générées par les événements climatiques extrêmes capables de transporter des populations d'une zone géographique à une autre. C'est le cas par exemple des œufs et larves du Poisson-lion dispersés par les courants marins créés par les ouragans depuis le Golfe du Mexique jusqu'aux Bahamas (Encadré 4)²⁵. Des larves d'insectes et des graines légères peuvent également être dispersées par les vents sur des très grandes distances⁹.



Encadré

4

LES OURAGANS : MOTEURS DE LA DISPERSION DU POISSON-LION DEPUIS LA FLORIDE JUSQU'AUX CARAÏBES ²⁵

Le Poisson-lion (*Pterois volitans*) a été détecté dans les eaux marines au large du sud de la Floride en 1985. Dans cette région, un courant marin circulaire, appelé Courant de Floride, s'écoule depuis le Golfe du Mexique pour rejoindre la côte est des États-Unis en passant par le Détroit de Floride. Du fait de son orientation, il constitue une barrière physique infranchissable pour l'espèce, la cantonnant dans son secteur d'introduction. Cependant, les ouragans et les tempêtes tropicales ont une forte incidence sur la vitesse et la trajectoire des courants suivant le sens des vents, comme ce fut le cas de l'ouragan Ivan en 2004. Celui-ci a permis le déplacement de très importantes masses d'eau vers l'Atlantique, et par la même occasion le transport de grandes quantités d'œufs et de larves de Poisson-lion. Les femelles de cette espèce peuvent pondre tous les quatre jours et libérer ainsi près de 200 000 larves par mois. Les quantités de larves et d'œufs, ainsi déplacées vers les Bahamas ont grandement facilité l'expansion de l'espèce. Entre 2000 et 2003, une succession de 13 événements climatiques similaires explique l'accroissement des populations du Poisson-lion dans les milieux nouvellement colonisés. Suite aux tempêtes de 2004 et de 2005, une augmentation de la taille de la population de 15 % a été observée avec une expansion géographique de l'espèce de 45 % à travers les Bahamas soit jusqu'à 1 300 km de la Floride. La possibilité d'une telle dispersion par les courants marins sous l'effet des événements climatiques extrêmes peut également se poser pour d'autres espèces introduites en Floride, secteur connu pour être un point chaud d'invasions d'espèces non-indigènes marines parmi lesquelles la Crevette géante tigrée (*Penaeus monodon*), le Mérou de Grace Kelly (*Cromileptes altivelis*) ou encore le Platax orbiculaire (*Platax orbicularis*) ont déjà pu être identifiées.



1.

COMMENT LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES INTERVIENNENT-ILS AU COURS DU PROCESSUS D'INVASION ?

CE QU'IL FAUT RETENIR

Miconia calvescens © C. Delnatte

→ Les changements climatiques peuvent favoriser le franchissement de chacune des barrières du processus d'invasion de manière indirecte via les modifications des déplacements humains et des usages et de manière plus directe en modulant les contraintes biotiques et abiotiques des milieux d'accueil.

→ Les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur la vitesse à laquelle les espèces pourraient franchir ces différentes barrières et la question d'une accélération des processus d'invasion se pose.

→ Cette possibilité d'affaiblissement des barrières suggère que conjointement aux modifications du climat, le nombre d'espèces exotiques pouvant les franchir est susceptible d'augmenter à l'avenir.

→ Bien que moins documentée et apparemment moins fréquente, selon les contextes, la tendance inverse est possible ; les changements climatiques pourraient renforcer ces barrières et freiner le processus de dispersion pour certaines espèces déjà établies (question 3).

→ Les événements climatiques extrêmes, peuvent, selon les cas de figure, avoir des conséquences à toutes les étapes du processus d'invasion et intervenir via divers mécanismes (question 2).

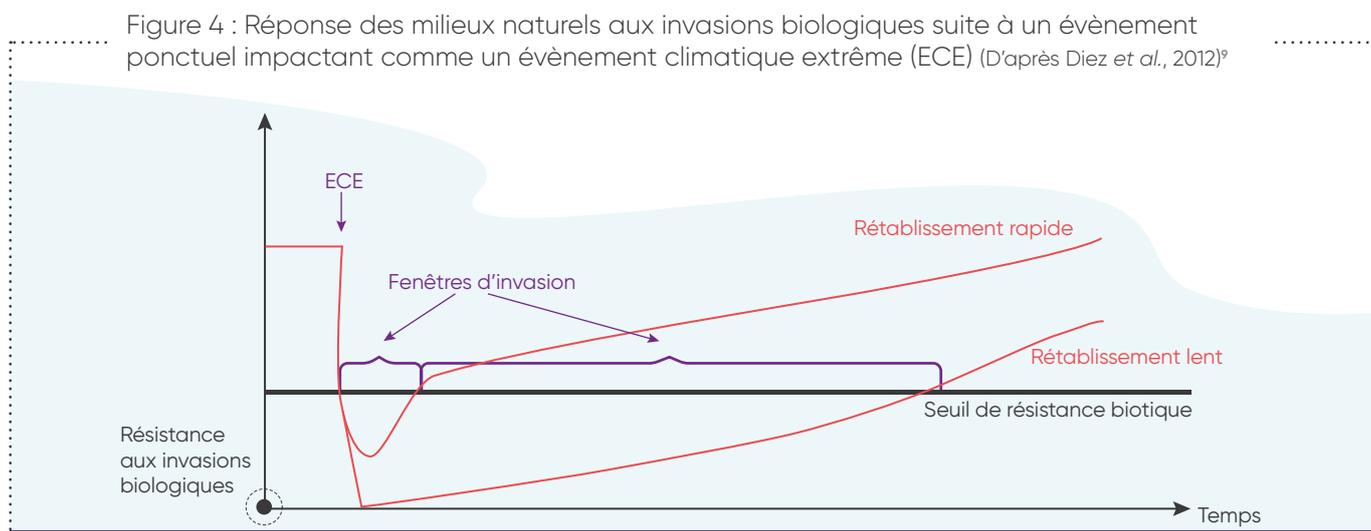
LES ÉVÈNEMENTS CLIMATIQUES EXTRÊMES ENGENDRÉS PAR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES FACILITENT-ILS LES INVASIONS BIOLOGIQUES ?

2.

Les caractéristiques de l'environnement d'accueil jouent un rôle très important dans le processus d'invasion. Bien que tous les milieux soient susceptibles d'être envahis, certains, plus fragiles, sont davantage sensibles aux EEE. Souvent opportunistes, celles-ci peuvent être favorisées par les perturbations des écosystèmes issues de diverses pressions, dont les événements climatiques extrêmes. Deux mécanismes différant par leur durée et leur intensité sont possibles :

- Un **stress progressif et prolongé** n'affectant pas uniformément les populations indigènes mais limitant leur croissance, leur reproduction et leur capacité à prélever les ressources, donnerait l'avantage aux espèces introduites.
- Une **perturbation importante** entraînant la mortalité des communautés indigènes suite à un événement ponctuel impactant et parfois répété, libérerait de nouveaux espaces colonisables pour les EEE (Figure 4).

La dynamique de l'invasion dépendra de la capacité de résilience des communautés face aux conséquences des changements climatiques, de l'intensité, de la durée, de la fréquence des perturbations (sécheresse, événements climatiques extrêmes...) et des capacités des EEE à profiter de ces opportunités d'expansion (Figure 4). Par exemple, la composition des communautés de macroinvertébrés présentes dans le Rhône a connu à plusieurs reprises des modifications dont le remplacement de certains taxons par des EEE. Ces changements ont eu lieu suite à des événements climatiques extrêmes et sous l'effet conjugué de modifications graduelles des facteurs abiotiques (Encadré 5)²⁶.





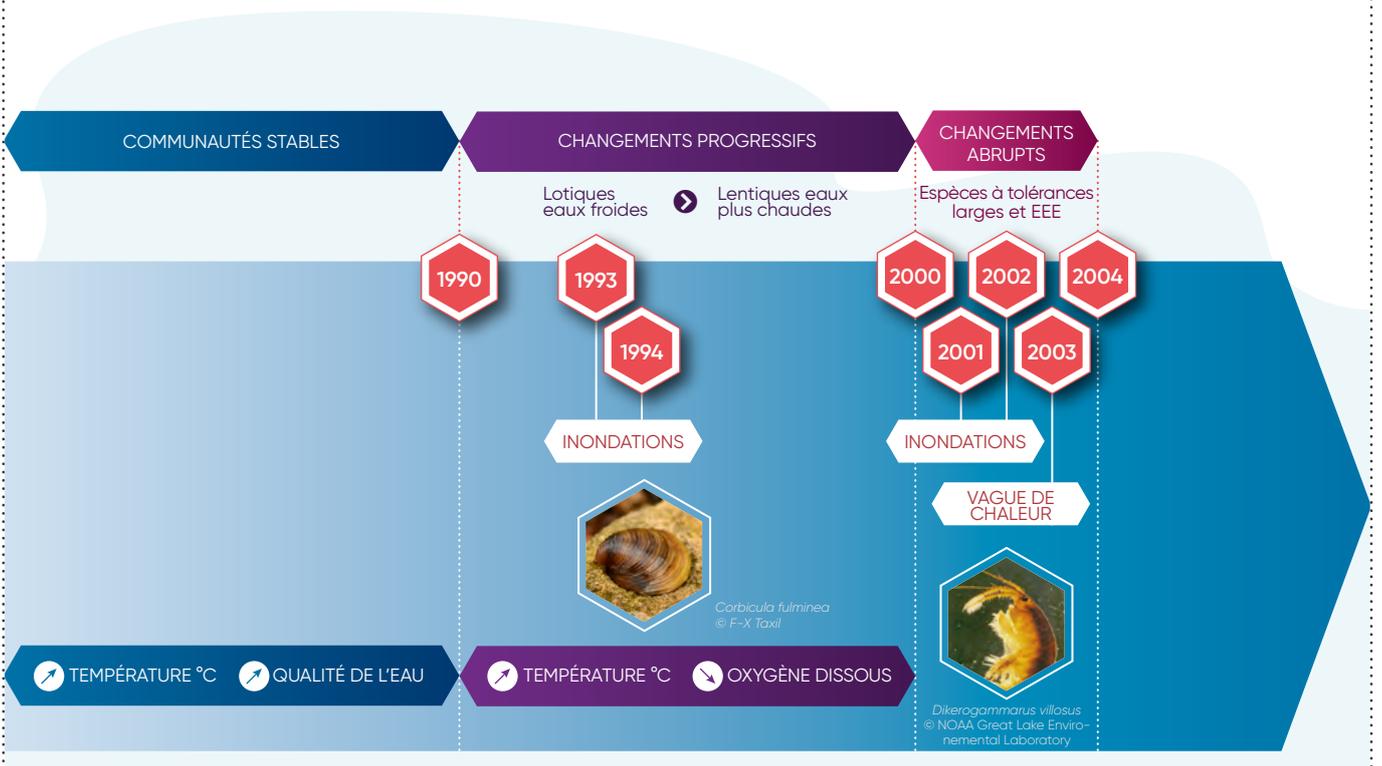
Encadré

5

AFFAIBLISSEMENT DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS DU RHÔNE AU PROFIT DES EEE PAR ACTION SYNERGIQUE D'UN STRESS PROLONGÉ ET D'ÉVÈNEMENTS CLIMATIQUES EXTRÊMES ²⁶

Les communautés de macroinvertébrés au sein du Rhône ont connu des changements structurels progressifs puis abrupts suivant les pressions auxquelles elles ont été exposées. Ainsi, jusqu'en 1990, ces communautés se sont révélées relativement stables avant de connaître, entre 1991 et 2000, des modifications progressives liées à l'augmentation de la température annuelle moyenne, associée à une diminution de l'oxygène dissous dans l'eau. Cette période a ainsi été marquée par le remplacement d'espèces lotiques d'eau froide par des espèces lenticles d'eau plus chaude. De plus des inondations en 1993 et 1994 ont été suivies de l'arrivée et de l'établissement de la **Corbicule asiatique** (*Corbicula fluminea*) dans les sites étudiés. Puis, entre 2000 et 2004, des modifications radicales et rapides ont eu lieu suite aux inondations survenues en mars 2001 et novembre 2002 au bénéfice d'espèces aux tolérances plus larges et d'EEE telle que la crevette *Dikerogammarus villosus*. Aussi, suite à la vague de chaleur de 2003, à l'instar de ce qui a pu être observé au sein des communautés de mollusques dans la Saône, d'autres modifications structurelles se sont traduites par un affaiblissement voire une disparition des espèces sensibles aux températures extrêmes au profit des EEE. Certaines invasions facilitées par l'inondation de novembre 2002 ont ensuite pu être favorisées par la vague de chaleur de 2003 avec un effet cumulé de ces deux événements de natures différentes. Ainsi, les communautés ont vu leur résilience diminuer à plusieurs reprises au profit des EEE lors de l'exposition à des modifications graduelles, aggravées par des événements climatiques extrêmes successifs ne permettant ainsi pas leur rétablissement (Figure 5).

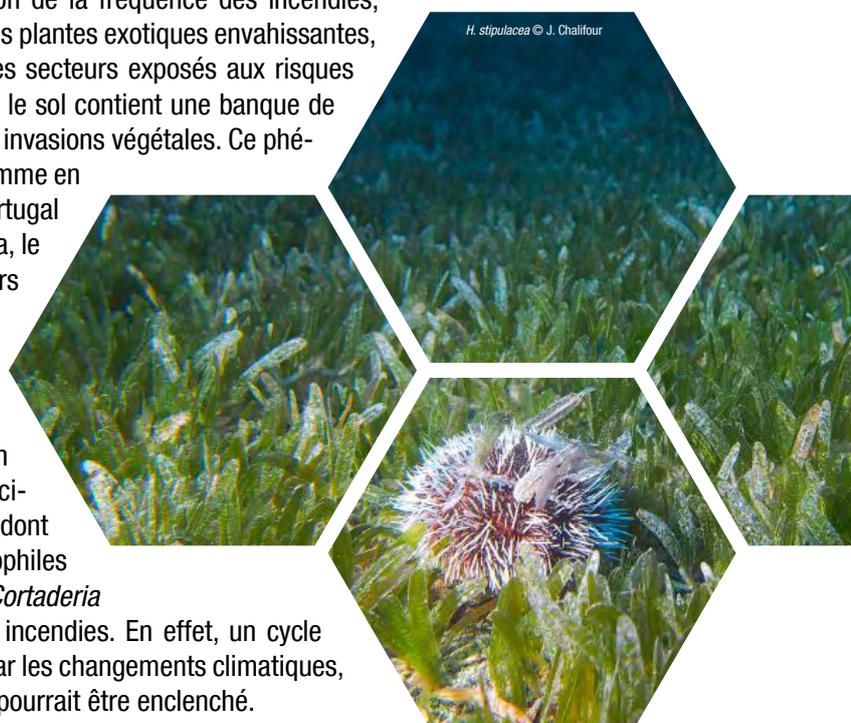
Figure 5 : Chronologie simplifiée des effets des pressions d'ordre climatiques et des invasions biologiques sur la résilience des communautés de macroinvertébrés indigènes dans le Rhône. (D'après Daufresne et al., 2005)²⁵



Les événements climatiques extrêmes sont des événements naturels nécessaires au fonctionnement des écosystèmes. Cependant, leur fréquence et leur intensité risquent d'augmenter avec les changements climatiques, pouvant alors conduire à une déstructuration physique des écosystèmes et à l'ouverture de nouveaux espaces favorables aux EEE. C'est le cas par exemple des percées dans la canopée des forêts tropicales créées par des événements cycloniques. Ces épisodes peuvent ainsi générer des puits de lumière et favoriser des plantes exotiques envahissantes en stimulant leur taux de croissance, l'accroissement de leur population et leur propagation. En effet, des plantes tolérantes à l'ombre (pionnière héliophiles) mais réagissant favorablement à l'augmentation de la luminosité, sont fortement favorisées dans ces milieux perturbés, comme la **Vigne marronne** (*Rubus alceifolius*) à La Réunion (Encadré 6)²⁷ et l'**Arbre à suif** (*Triadica sebifera*) aux Etats-Unis. En conditions contrôlées, ce dernier répond positivement à l'augmentation de la lumière générée par l'ouverture du couvert forestier au même titre que les espèces indigènes, mais présente un avantage sur celles-ci en milieu ombragé, lui permettant de dominer lors de la régénération forestière ou lors d'événements de faible intensité occasionnant de petites ouvertures de la canopée²⁸.

Des mécanismes similaires sont observés en milieu marin. Par exemple, en 2017, les cyclones de catégorie 5 Irma et Maria ont fortement impacté les herbiers indigènes de faible profondeur à Porto-Rico, causant notamment leur enfouissement ou leur arrachage suite à des transports horizontaux de sédiments et de décombres de coraux par les vagues. Les herbiers ainsi enfouis ont libéré des espaces rapidement recouverts par l'Hydrocharitacée marine *Halophila stipulacea*, diminuant ainsi la résilience nécessaire aux herbiers d'espèces indigènes pour pallier les effets futurs des changements climatiques²⁹. Des situations similaires ont été observées en Dominique suite à l'Ouragan Omar en 2008³⁰ et cette problématique peut également impacter les Antilles françaises où est également présente cette espèce exotique.

La diminution de la pluviométrie, l'augmentation des températures et l'allongement des périodes de sécheresse sont à l'origine d'une augmentation de la fréquence des incendies, autre perturbation connue pour favoriser la propagation des plantes exotiques envahissantes, dites pyrophiles, au détriment des espèces indigènes. Les secteurs exposés aux risques d'incendies et situés à proximité de foyers d'EEE ou dont le sol contient une banque de graines d'EEE, sont ainsi particulièrement vulnérables aux invasions végétales. Ce phénomène s'observe déjà dans des régions au climat sec comme en Californie, en Australie et dans le sud de l'Europe. Au Portugal par exemple, au sein du Parc naturel de la Serra da Estrela, le développement d'*Acacia dealbata* a été facilité à plusieurs reprises par des incendies successifs³¹. C'est aussi le cas d'*Acacia longifolia* et d'*Acacia mearnsii*, deux EEE présentes dans le sud de l'Europe y compris en métropole, dont la germination est induite par le feu³². A La Réunion, sur les massifs montagneux du Piton Maïdo, la germination des graines de l'**Ajonc d'Europe** (*Ulex europaeus*) est facilitée par les incendies, au détriment de la flore indigène, dont des espèces endémiques. La prolifération d'espèces pyrophiles comme l'**Ajonc d'Europe**, ou l'**Herbe de la pampa** (*Cortaderia selloana*) par exemple, risque de favoriser de nouveaux incendies. En effet, un cycle rétroactif positif, dans lequel les feux et les EEE, facilités par les changements climatiques, interagiraient en synergie sur la dégradation des milieux, pourrait être enclenché.



Encadré

6



L'OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER PAR LES CYCLONES, UNE FACILITATION POUR LA VIGNE MARRONNE À LA RÉUNION ²⁷

Des suites des cyclones, comme la défoliation des arbres, la chute des branches, le délogement des plantes grimpantes et des épiphytes et, dans les cas plus radicaux, le déracinement des arbres, créent des ouvertures dans le couvert forestier. Par exemple, dans la forêt tropicale humide de la plaine de Mare Longue sur l'île de La Réunion, les EEE occupent près de 30 % des ouvertures de la canopée (soit 5,62 % de la forêt) et 0,8 % des sous-bois. Dans ces percées, l'augmentation de la luminosité, de la température, de l'humidité et de la disponibilité des nutriments dans les sols, sont autant de ressources prélevables pour des plantes envahissantes comme la **Vigne Marronne**, plus compétitive et dont l'installation dans ces nouveaux espaces est plus rapide que les espèces indigènes. Elle se reproduit rapidement de façon végétative, et sexuée lorsque la luminosité est élevée, formant des couverts monospécifiques denses au niveau des étages forestiers supérieurs dans de grandes percées. Une fois établie, l'espèce peut également survivre en sous-bois et coloniser de petites percées, puis, si la luminosité augmente à l'occasion d'une nouvelle ouverture, croître rapidement et atteindre la maturité pour coloniser de nouveaux espaces. La rapidité de la réponse de la **Vigne marronne** aux modifications environnementales lui permet de tirer profit de ces « fenêtres » d'invasion, même sur de très courtes périodes favorables. Cela a été observé lors d'un événement cyclonique en 2002, dont l'intensité n'a permis une exposition à la luminosité que durant six semaines, pendant laquelle l'espèce a néanmoins pu s'établir et ses semis se développer. Ainsi, les espèces tolérantes à l'ombrage réagissant fortement à la luminosité disposent d'un potentiel invasif fort, augmenté avec la fréquence future accrue des cyclones.



2.

LES ÉVÈNEMENTS CLIMATIQUES EXTRÊMES ENGENDRÉS PAR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES FACILITENT-ILS LES INVASIONS BIOLOGIQUES ?

CE QU'IL FAUT RETENIR

- ➔ Les évènements climatiques extrêmes constituent un moteur de déplacement des espèces, contribuant à leur introduction, à leur reproduction et à leur dispersion ultérieure (question 1).
- ➔ Les évènements climatiques extrêmes peuvent profondément modifier et réduire plus ou moins fortement la résilience des communautés indigènes et la résistance des écosystèmes, ne leur permettant pas ou peu de faire face à d'autres pressions telles que les invasions biologiques.
- ➔ Les évènements climatiques extrêmes peuvent détruire physiquement les écosystèmes et ouvrir de nouveaux espaces favorables aux EEE.
- ➔ La succession d'évènements climatiques extrêmes, identiques ou de différentes natures, en synergie avec d'autres pressions, peut amener les écosystèmes à des états très dégradés et faciliter les invasions biologiques.

LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES PEUVENT-ILS FAVORISER UNE POPULATION D'EEE ET EN FREINER UNE AUTRE ?



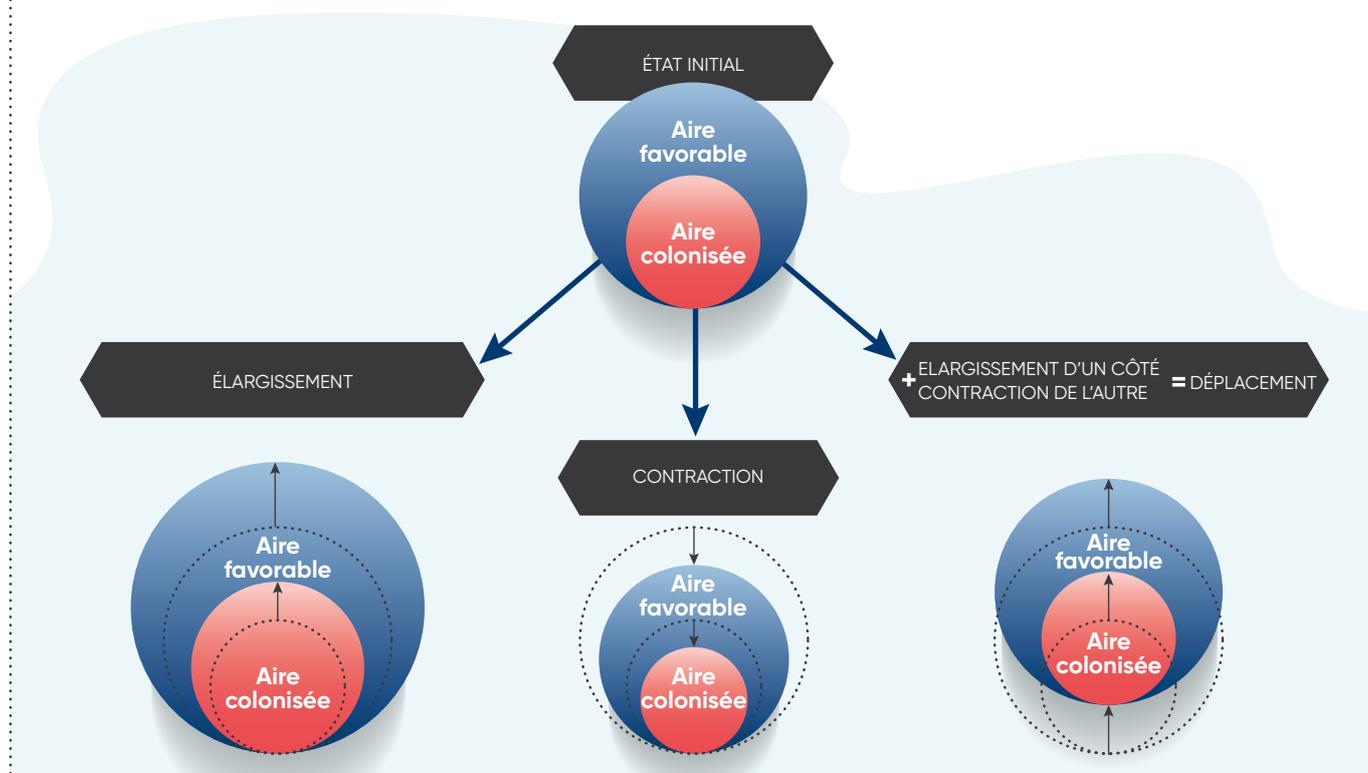
Les changements climatiques vont modifier les aires de distribution des espèces. Les modifications de l'aire d'occupation d'une EEE à partir d'un milieu déjà colonisé dépendent notamment de ses seuils de tolérance aux conditions environnementales. Une des réponses possibles des populations d'EEE est d'occuper les milieux dont les conditions environnementales générées par les changements climatiques leur sont optimales. Ainsi, les changements climatiques pourront rapprocher ou éloigner les conditions des milieux d'accueils des seuils de tolérance des espèces ce qui pourra conduire à trois principaux scénarii (Figure 6) :

- **Un élargissement des aires favorables aux EEE** : des milieux initialement non-favorables peuvent devenir favorables et conduire à une plus grande possibilité d'expansion. Les changements climatiques constituent alors un facteur facilitateur ;
- **Une contraction de l'aire favorable aux EEE** : des milieux initialement favorables deviendraient non-favorables, créant de nouvelles barrières aux invasions (question 1) et les changements climatiques constitueraient alors un facteur inhibiteur ou de freinage.
- **Un élargissement d'une part et une contraction d'autre part de l'aire favorable aux EEE** : des aires favorables pourraient donc connaître un déplacement (ou translation).



Bident à fruits noirs © S. Lefmaer

Figure 6 : Évolutions possibles de l'aire favorable aux populations d'EEE sous l'effet des changements climatiques



Des EEE aux traits communs facilités par les changements climatiques

Certains traits caractéristiques des EEE, tels que la tolérance à un large spectre de conditions environnementales, à des perturbations, de grandes capacités de dispersion ou encore un régime alimentaire généraliste, sont des atouts face aux changements climatiques. Des espèces adaptées à des conditions chaudes et /ou à la sécheresse et répondant favorablement à des concentrations de CO₂ atmosphériques élevées peuvent, par exemple, être favorisées par les changements climatiques. Dans le règne végétal, certaines plantes exotiques envahissantes peuvent ainsi augmenter leur activité photosynthétique et leur croissance. C'est le cas de l'*Acacia mangium* pour lequel l'augmentation des températures améliore l'assimilation de CO₂, ce qui lui confère un avantage par rapport aux espèces indigènes dans des milieux perturbés³³.



Des tendances à l'échelle globale

D'une manière générale, en réponse aux changements climatiques et en particulier à l'augmentation des températures, des migrations d'espèces, y compris des EEE, vers des latitudes et altitudes plus élevées sont attendues sur des territoires aux conditions environnementales bientôt favorables. Les études projetant des scénarii pour des ensembles d'EEE à l'échelle mondiale attirent ainsi l'attention sur les zones géographiques qui risquent à l'avenir d'être les plus exposées aux invasions, ou au contraire sur celles pour lesquelles cette pression pourrait diminuer. Les régions continentales et tempérées, en particulier dans l'hémisphère nord, seraient particulièrement exposées aux invasions biologiques tandis que ce risque pourrait diminuer à des latitudes plus basses. De futurs points chauds d'invasion sont ainsi identifiés, dont l'Europe³⁴.

Cette tendance a pu être vérifiée par des études ciblant des espèces en particulier. Le **Xénope lisse** (*Xenopus laevis*) par exemple, pourrait connaître une expansion vers le nord-ouest de la métropole et la Grande-Bretagne³⁵. Les aires favorables à l'**Am-brosie à feuilles d'armoise** (*Ambrosia artemisiifolia*) pourraient également s'étendre au nord et à l'est de l'Europe³⁴. De même, des projections annoncent la possibilité d'une extension vers le nord des aires actuellement favorables à la **Petite mangouste indienne**, espèce déjà présente dans la région des Balkans et qui pourrait coloniser le nord-est de l'Europe²⁴.

Les milieux froids, auparavant considérés comme résistants face aux EEE, seraient amenés à être de plus en plus exposés aux invasions biologiques. Dans les zones d'altitudes, les milieux alpins sont aussi particulièrement concernés ainsi que les régions boréales où les changements risquent d'être rapides et importants. Les milieux insulaires et en particulier les îles hautes, moins concernées par les déplacements latitudinaux, peuvent en revanche connaître une montée altitudinale des EEE. C'est par exemple le cas du **Tulipier du Gabon** à Tahiti (*Spathodea campanulata*) dont les graines pourraient germer à plus haute altitude (Encadré 7)³⁶. De même, l'affinité pour les climats chauds et secs du **Lapin de Garenne** (*Oryctolagus cuniculus*), introduit sur Ténérife (îles Canaries), lui a permis de s'établir sur un plus large gradient altitudinal³⁷. Le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis*, connu pour infecter de nombreuses espèces d'amphibiens à l'échelle mondiale pourrait se disperser à des latitudes et altitudes plus élevées en particulier en milieu tempéré dans l'hémisphère nord³⁸.



Encadré

7

EXPANSION ALTITUDINALE

POSSIBLE DU TULPIER DU GABON EN POLYNÉSIE FRANÇAISE SOUS L'EFFET DE L'AUGMENTATION DES TEMPÉRATURES³⁶

Le **Tulipier du Gabon** (*Spathodea campanulata*) a été introduit pour l'ornement au XX^{ème} siècle sur certaines plaines côtières de l'île de Tahiti en Polynésie française. Depuis, largement dispersé, il est présent depuis le niveau de la mer jusqu'aux forêts d'altitude, et ce, sur sept îles de l'archipel de la Société. Le taux de germination maximal des graines de Tulipier est atteint à des températures de l'ordre de 25°C et décroît en dessous de 20°C jusqu'à devenir nul à partir de 15°C. A Tahiti, les températures moyennes et minimales sont actuellement de 25°C et 15°C, et la plus grande partie du territoire est donc favorable à l'établissement de l'espèce, en particulier durant la saison chaude et humide qui suit la germination des graines. Le changement de température survenant avec l'altitude est de - 0,63°C tous les 100 m. Connaissant le seuil de tolérance de la germination, il est possible d'en déduire que la limite altitudinale supérieure d'établissement de l'espèce est de 1 800 m. Les prévisions climatiques annoncent une augmentation des températures et par conséquent une élévation de cette limite altitudinale. Ainsi, il est probable que sous l'effet du réchauffement climatique, Le **Tulipier du Gabon** colonise de nouveaux secteurs en altitude qui étaient jusqu'à présent préservés. Des graines ont par ailleurs déjà été observées sur le Mont Aorai à 2 066 m et sur le Mont Pito Iiti à 2 110 m. La question de l'expansion altitudinale de cette espèce se pose également pour d'autres territoires d'outre-mer où elle est présente, comme La Réunion, Mayotte et les Antilles françaises.

Une importante variabilité au cas par cas suivant les groupes taxonomiques



Des variations selon les groupes taxonomiques ont déjà pu illustrer la complexité des interactions qui régissent ces déplacements. Par exemple, au sein de la liste des 100 espèces parmi les plus envahissantes au monde³⁹, les amphibiens et les oiseaux seraient les groupes dont les aires de répartition pourraient diminuer, tandis que des expansions pourraient concerner les invertébrés terrestres et aquatiques³⁴. Plus généralement, une méta-analyse des prédictions de répartitions de 71 publications représentant 423 cas d'étude, montre que la grande majorité des invertébrés et des pathogènes devraient voir leurs aires de répartition future augmenter tandis que celles des plantes et des vertébrés actuellement considérés comme envahissants pourraient subir des régressions⁴⁰.

Des projections différentes au sein des groupes taxonomiques selon les espèces



Des variations au sein même de ces groupes taxonomiques sont possibles, en particulier pour les invertébrés terrestres, les plantes et les champignons³⁴. Par exemple, alors que l'extension de nombreux champignons pathogènes des forêts pourrait être facilitée par le réchauffement climatique, l'effet facilitateur de l'élévation des températures sur *Mycosphaerella pini*, un champignon impactant les pins, serait contrebalancé par l'effet négatif de la diminution des précipitations estivales conduisant à une régression de sa répartition et de ses impacts associés d'ici la fin du siècle⁴¹. Ce pourrait également être le cas de *Hymenoscyphus fraxineus*, champignon responsable de la chalarose du frêne, dont la dissémination est limitée par les sécheresses estivales en métropole (Encadré 8)⁴². L'**Herbe à ail** (*Alliaria petiolata*), envahissante en Nouvelle-Angleterre, pourrait également régresser car plus performante sous des basses températures, tandis qu'une autre plante envahissante, l'**Épine-vinette de Thunberg** (*Berberis thunbergii*) pourrait à l'inverse connaître une expansion dans cette région, favorisée par les températures plus élevées⁴³. Les réponses pourraient également différer au sein des Formicidés (fourmis) selon les espèces et les secteurs géographiques⁴⁴.



Encadré

8

LES SÉCHERESSES ESTIVALES DANS LE SUD-EST DE LA FRANCE LIMITERAIENT LA DISSÉMINATION DU CHAMPIGNON *HYMENOSCYPHUS FRAXINEUS* ET RÉDUIRAIENT LES IMPACTS ASSOCIÉS ⁴²

Originaire d'Asie, ce champignon a été observé en métropole pour la première fois en 2008 en Haute-Saône. A l'origine de la chalarose, une maladie foliaire qui affecte fortement deux espèces de frênes en France (*Fraxinus excelsior* et *Fraxinus angustifolia*), son développement est déterminé par l'humidité du sol et de l'air ainsi que par la température de l'air. La formation des apothécies (appareil reproducteur) et plus globalement la croissance du champignon sont optimales lorsque la température est de 20°C. La croissance du mycélium diminue lorsque la température atteint 30°C et s'arrête complètement à 35°C. En lien avec les prédictions annonçant une augmentation des températures estivales, un suivi de la chalarose a été mené pour témoigner de l'effet de l'élévation de la température sur le développement et l'impact du champignon. Ainsi, 14 sites ont été échantillonnés en 2015 et 2016 dans le sud-est de la France suivant un gradient latitudinal et longitudinal recouvrant une large variabilité de températures estivales. L'étude a montré que les fortes sécheresses d'un été inhibent la formation des apothécies et limitent donc les risques d'infection. Dans la région échantillonnée, l'été 2014 a été suffisamment chaud pour affecter le développement du champignon l'année suivante. Cette tendance a été confirmée par les détections de 2016 et 2017 du Département de la santé des forêts où seulement quelques observations de chalarose ont été signalées dans les secteurs étudiés. Un ralentissement de l'expansion d'*H. fraxineus* dans le sud-est de la France est donc avéré depuis 2015 sous l'effet du réchauffement climatique avec cet effet positif de l'élévation des températures. En revanche, *H. fraxineus* poursuit sa progression dans le sud-ouest du pays. Bien que des modèles projettent une régression voire une disparition de ce champignon dans les prochaines années, les mécanismes déterminant sa dynamique ne sont pas entièrement connus.

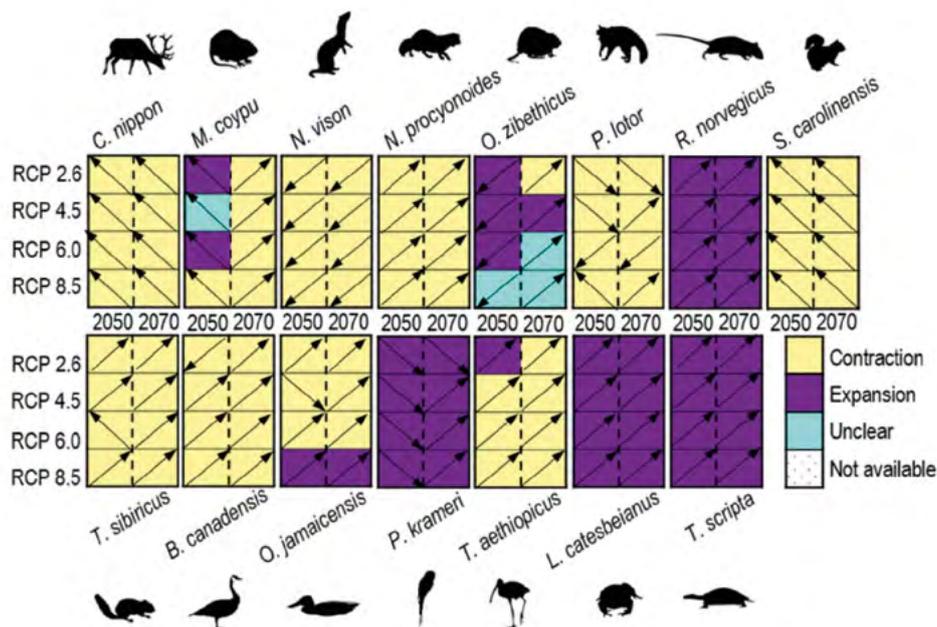
En Europe, d'après des travaux de modélisation, des EEE déjà établies telles que la **Gre-nouille taureau** (*Lithobates catesbeianus*) et la **Tortue de Floride** pourraient connaître d'ici 2050 et 2070 une expansion en direction du nord-est. En revanche, les populations de **Perruche à collier** (*Psittacula krameri*) pourraient connaître une expansion et une légère dérive vers le sud-est ou le nord-est suivant la période considérée et le scénario climatique. Une régression des populations de l'**Ecureuil gris** (*Sciurus carolinensis*) et de **Cerf sika** (*Cervus nippon*) est attendue en direction du nord-ouest tandis que celles du **Chien viverrin** (*Nyctereutes procyonoides*) pourraient reculer vers le nord-est¹⁶ (Figure 7). Ces exemples illustrent la complexité des multiples interactions conduisant à des situations particulières qui ne permettent pas de dégager des généralités.

Enfin, dans certains contextes, il arrive que des événements climatiques extrêmes puissent préserver les milieux des invasions biologiques. Ce fut par exemple le cas en Nouvelle-Zélande où de faibles débits des cours d'eau suite à des sécheresses ont été plus profitables aux poissons indigènes qu'à la **Truite commune** (*Salmo trutta*) introduite⁹.



Figure 7 : Résumé des tendances générales des évolutions des aires favorables à 15 espèces de vertébrés exotiques envahissants en Europe en fonction des différents scénarii de changements climatiques (RCP) et des changements d'occupation des sols en 2050 et 2070.

Les cases jaunes indiquent une contraction, les cases violettes indiquent une expansion. Les cases bleues indiquent qu'il n'y a pas de consensus et que les modèles sont mitigés. Le sens des flèches indique la direction approximative de l'expansion ou de la contraction de l'aire favorable (D'après Paolina *et al.*, 2021)¹⁵.



Des capacités inégales entre populations d'une même EEE à occuper des milieux différents du milieu d'origine (concept d'évolution de niche)

En plus de coloniser progressivement des milieux devenus plus favorables avec les changements climatiques, les espèces peuvent résister et s'acclimater à des conditions différentes de leur milieu d'origine, conduisant à des adaptations locales.

Des variations entre des populations d'une même espèce peuvent être observées, témoignant d'une plasticité phénotypique leur conférant un avantage dans ce contexte de changements climatiques. Cela a par exemple pu être observé chez l'**Érable negundo** (*Acer negundo*)⁴⁵. Dans son aire d'origine en Amérique du Nord, il occupe des forêts mixtes de feuillus tandis qu'en Europe de l'Ouest il a colonisé des ripisylves et des plaines inondées. Par ailleurs, il a pu se maintenir dans des milieux secs de l'est de l'Allemagne. Certains traits diffèrent désormais entre ces populations, témoignant des différentes stratégies développées en fonction des conditions du milieu d'accueil. Par exemple, la durée de vie des feuilles des populations en milieu sec est plus longue que celle des feuilles des populations en milieu humide, lesquelles sont caractérisées par une croissance et une germination des graines plus rapides⁴⁶.



En conditions expérimentales, des populations de **jussies à grande fleur** (*Ludwigia peploides*) ne présentent pas les mêmes réponses à l'augmentation des températures selon la provenance des graines prélevées en milieu océanique (ouest de la France) et en milieu méditerranéen (Californie et sud-est de la France). Des variations phénotypiques pourraient expliquer les différences de performances selon le contexte d'origine⁴⁷.

L'évolution des aires favorables aux EEE peut aussi différer entre les populations d'une même espèce, témoignant de l'importance du contexte local. Par exemple, des populations de **Xénope lisse** introduites depuis l'Afrique du Sud sont désormais établies dans plusieurs régions du monde. Les études prédictives annoncent son expansion en Europe, ce qui n'est pas le cas sur tous les continents. Les populations en cours d'expansion en métropole sont par ailleurs les seules présentant génétiquement un mélange de lignées provenant de deux zones climatiques différentes d'Afrique australe, ce qui pourrait générer dans les futures générations de nouvelles caractéristiques et tolérances, notamment en lien avec les changements climatiques. En métropole, ces populations semblent d'ailleurs déjà occuper des milieux différents du milieu d'origine^{35, 48}.

Dans le même ordre d'idée, en conditions contrôlées, un effet négatif de l'augmentation des températures a été observé sur des populations natives de *Halophila stipulacea* (Eilat, Israël) tandis qu'une augmentation des performances a été constatée chez les populations invasives (Limassol, Chypre)⁴⁹. Par ailleurs, une étude s'est intéressée aux aires favorables à *Miconia calvescens* dans les conditions climatiques actuelles et futures, notamment au sein des aires protégées en intégrant les jardins botaniques comme indicateurs de probabilité d'introduction. A l'échelle mondiale, 7,2 % des espaces continentaux sont actuellement favorables à cette espèce dont 54,8 % en dehors de son aire naturelle de répartition et principalement (44,5 %) dans les forêts tropicales de l'hémisphère sud. Ainsi, 91 pays, 400 îles et jusqu'à 364 aires protégées ont été identifiés comme présentant des environnements favorables à son installation. En revanche, d'ici 2080, en raison des conditions climatiques futures, ces aires favorables pourraient être réduites de moitié. Néanmoins, ce recul concernerait surtout les populations indigènes et les régions où elle n'a pas encore été signalée⁵⁰. Ainsi, les réponses divergentes entre populations indigènes et populations exotiques pour *Halophila stipulacea* et *Miconia calvescens* illustrent un possible effet doublement négatif des synergies entre les changements climatiques et les EEE sur la biodiversité.





3. LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES PEUVENT-ILS FAVORISER UNE POPULATION D'EEE ET EN FREINER UNE AUTRE ?

CE QU'IL FAUT RETENIR

Tulipier du Gabon © J.-Y. Meyer

→ Certaines EEE ont des traits qui leur confèrent un avantage dans des environnements perturbés ou lorsque de nouvelles conditions apparaissent, se traduisant notamment par une large tolérance aux variations des conditions abiotiques, souvent en adéquation avec celles générées par les changements climatiques.

→ Les déplacements d'aires favorables aux populations d'EEE peuvent avoir lieu suivant les modifications du climat, en particulier vers des latitudes et altitudes plus élevées, permettant d'identifier les secteurs géographiques particulièrement exposés à l'avenir aux EEE et à l'établissement de nouvelles espèces introduites.

→ La dispersion des populations d'EEE peut être freinée par les changements climatiques s'ils conduisent à des conditions environnementales trop contraignantes pour elles.

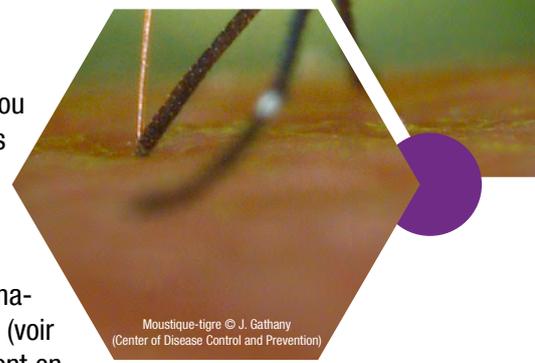
→ Les scénarii peuvent différer selon les régions, les groupes taxonomiques, les espèces considérées et une variabilité entre populations d'une même espèce est également possible. Les tendances à l'échelle mondiale alertent sur une amplification du phénomène mais ne permettent pas de dégager des généralités à une échelle plus locale.

LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES PEUVENT-ILS INTENSIFIER LES IMPACTS DES EEE ?



L'intensité des impacts des EEE (qu'ils soient écologiques, économiques ou sanitaires) dépend de la nature et de la fréquence des interactions entre les espèces introduites et les composantes écologiques et socio-économiques du milieu envahi. Dans un contexte de changements climatiques, ces interactions peuvent être altérées via différents mécanismes (Figure 8) :

- Modification de la répartition et de l'abondance des espèces : les changements climatiques, en influençant l'extension ou la réduction des aires de répartition des EEE (voir question 3) et des espèces indigènes, ainsi que leur densité de population, moduleront en conséquence les impacts associés.
- Modification des cycles de reproduction : une altération des calendriers des cycles de développement peut provoquer une désynchronisation des relations interspécifiques. Cela peut notamment se traduire par un dérèglement des interactions trophiques.
- Modifications physiologiques, morphologiques ou comportementales : les changements climatiques peuvent induire une intensification des interactions entre les EEE et les composantes écologiques et socio-économiques du milieu d'accueil.
- D'autres pressions indépendantes comme les événements climatiques extrêmes (voir question 2) et les pressions anthropiques locales (pollution, artificialisation des sols...) peuvent conduire à une amplification des impacts.

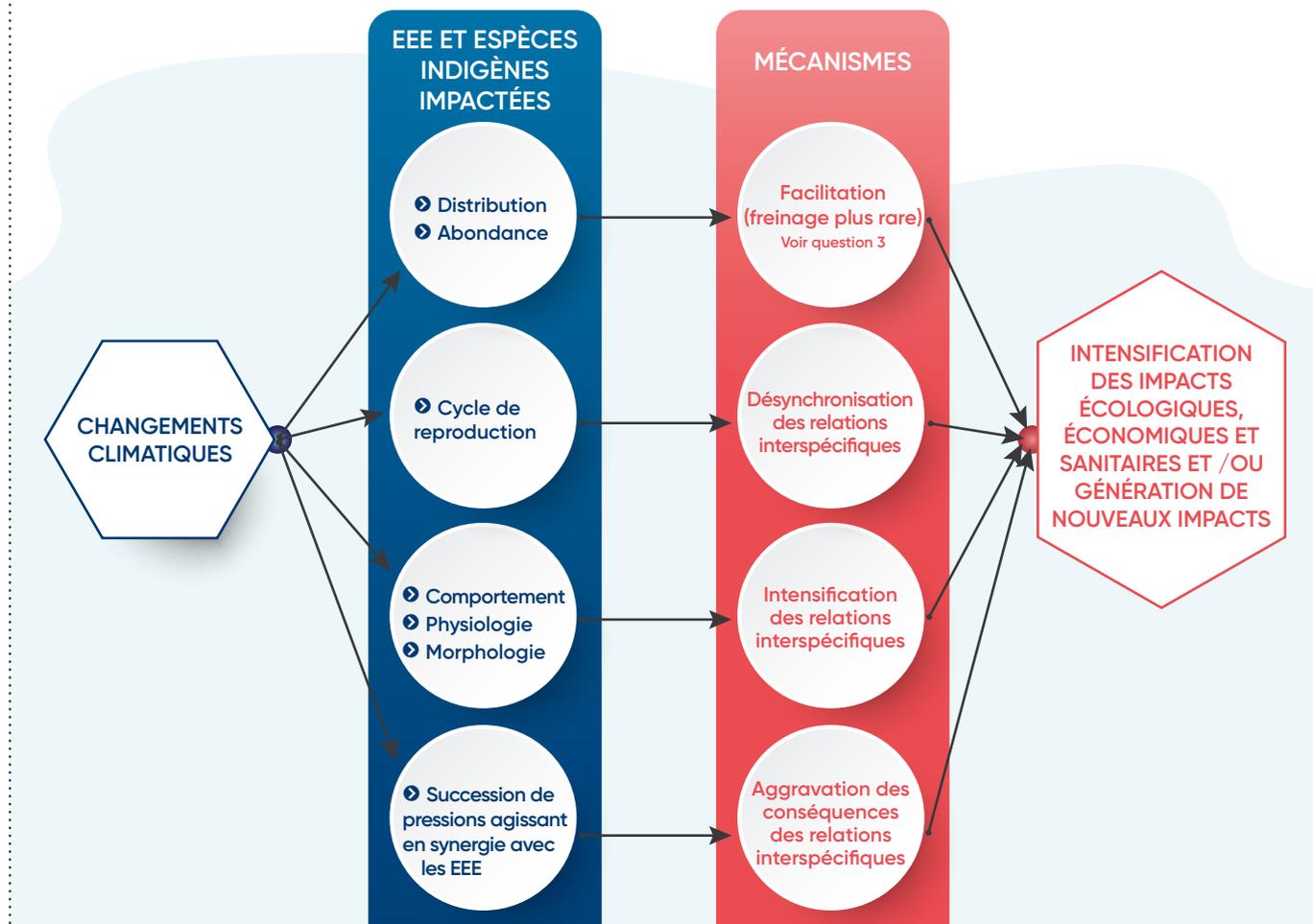


Moustique-tigre © J. Gathany
(Center of Disease Control and Prevention)



Myriophyllum du Brésil © A. Dubartre

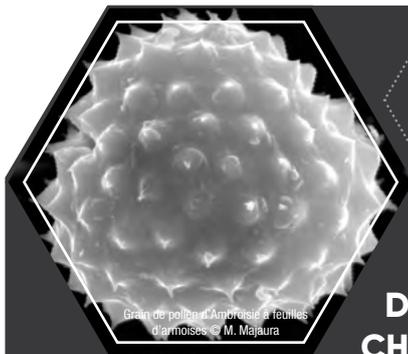
Figure 8 : Effets des changements climatiques sur les interactions entre les EEE et le milieu envahi et impacts associés



Des corrélations entre aire colonisée, abondance des populations, impacts et changements climatiques

Les impacts des EEE peuvent augmenter avec l'expansion des aires colonisées et l'augmentation d'abondance de leurs populations. Ainsi, plus la superficie occupée par une EEE considérée sera importante, plus le territoire exposé aux impacts associés le sera également. Par exemple, si l'**Ambroisie à feuilles d'armoise** poursuit sa propagation vers le nord-est de l'Europe, des populations humaines seront nouvellement exposées aux risques allergènes liés à cette espèce (Encadré 9)^{51, 52}. Le coût mondial de la prise en charge des impacts sanitaires, estimé pour cette espèce à 7,4 milliards de dollars sur la période 1960-2020⁵³, est corrélé à l'évolution de sa répartition et à la charge pollinique associée. L'augmentation des températures et des précipitations permet également un développement plus important des populations de certains moustiques, vecteurs de maladies tropicales comme la Dengue, le Chikungunya, le Zika ou le paludisme, augmentant ainsi le risque de transmission et la fréquence des épidémies^{54, 55}.





Encadré

9

AUGMENTATION DES RISQUES D'ALLERGIES AU POLLEN DE L'AMBROISIE : EFFET DE L'AUGMENTATION DE LA DISTRIBUTION ET DES RÉPONSES PHYSIOLOGIQUES AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES ^{14, 51, 52}

L'**Ambroisie à feuilles d'armoise** (*Ambrosia artemisiifolia*) fait l'objet d'une attention particulière du fait des importants risques sanitaires qui lui sont associés. Très allergène, son pollen entraîne des réactions pouvant se traduire chez les humains, entre autres manifestations cliniques, par de l'asthme, de l'eczéma, des rhinites et des conjonctivites. D'une manière générale, des liens de cause à effet entre le réchauffement climatique et l'augmentation des réactions allergiques au sein des populations ont déjà été identifiés. C'est pourquoi, dans un objectif de prévention, plusieurs études ont porté sur les réponses de l'Ambroisie aux modifications du climat. L'utilisation d'outils de modélisation a notamment permis de projeter l'évolution de son aire favorable en Europe sous l'effet des changements climatiques. Actuellement, le nord de l'Europe peut exceptionnellement offrir des conditions favorables à la maturation des graines lors d'années exceptionnellement chaudes et l'ambroisie pourrait s'y établir plus communément à l'avenir. En effet, le centre et le nord de l'Europe pourraient connaître un élargissement associé à un déplacement vers le nord des aires favorables à son installation et à un accroissement de l'exposition des populations humaines aux risques d'allergies.

Aussi, les concentrations de pollen dans l'air dépendent de plusieurs facteurs tels que la dispersion de l'espèce facilitée ou non par les activités humaines et les effets des changements climatiques issus de l'augmentation des émissions des gaz à effet de serre. Des travaux de modélisation ont ainsi révélé que la production de pollen par l'ambroisie pourrait être multipliée par 4 d'ici 2050. L'étude a également permis de quantifier la part de responsabilités des facteurs à l'origine de cette augmentation qui serait pour un tiers due à la dispersion des graines et aux deux tiers due aux changements climatiques en lien avec l'augmentation des concentrations de CO₂. En effet, cette dernière provoque une augmentation de l'activité photosynthétique et de la production de pollen par la plante.

La virulence de pathogènes exotiques envahissants peut également être amplifiée par les changements climatiques, comme celle du protozoaire *Myxobolus cerebralis*, introduit en Amérique du Nord, où il touche gravement les populations de salmonidés. Sa virulence est corrélée à l'augmentation de la température de l'eau, lui permettant de terminer plus rapidement son cycle de développement et de former des populations plus denses⁷. Dans d'autres contextes les impacts des EEE pourront régresser sous l'effet des changements climatiques. C'est par exemple le cas de la maladie des bandes rouges des aiguilles du Pin qui pourrait disparaître progressivement en France avec la régression du champignon *Mycosphaerella pini*⁴¹, tout comme la chalarose du Frêne avec la régression d'*Hymenoscyphus fraxineus* (Encadré 8, question 3)⁴².

En Europe, des modèles ont présenté les aires futures favorables à la **Moule zébrée** (*Dreissena polymorpha*), à l'**Écrevisse du Pacifique** (*Pacifastacus leniusculus*) et à leurs homologues indigènes respectifs, soit l'**Anodonte comprimée** (*Pseudanodonta complanata*) et l'**Écrevisse à pattes blanches** (*Austropotamobius pallipes*), sous l'effet des changements climatiques. Ainsi, l'aire favorable à la **Moule zébrée** pourrait augmenter de 15 à 25 % en 2050 tandis que celle de l'**Anodonte comprimée** pourrait diminuer de 14 à 36 %. Les superficies communes favorables à ces deux espèces, sur lesquelles la dominance de la moule introduite sur l'espèce indigène est très probable, seraient amenées à croître de 24 %. À l'inverse, l'**Écrevisse du Pacifique** pourrait régresser plus rapidement que l'**Écrevisse à pattes blanches**. De ce fait, le recouvrement de l'aire favorable aux deux espèces pourrait se réduire, annonçant une diminution des interactions entre les deux espèces et donc de l'impact de l'espèce exotique sur l'espèce indigène⁵⁶.

Quand les EEE se déplacent vite et que l'espace disponible pour les espèces indigènes se réduit

L'expansion altitudinale des espèces exotiques ou indigènes, sous les effets des changements climatiques est attendue et déjà observable (question 3). Cependant, les conséquences de ces déplacements vers les sommets dans les écosystèmes montagnards dépendent notamment de leur vitesse. Dans les Alpes à l'est de l'Italie, une analyse a été réalisée à partir de 131 394 occurrences enregistrées sur 20 ans de 1 208 plantes indigènes et de 126 plantes exotiques, sur une superficie représentant 0,2 % des Alpes et 40 % de la flore alpine couvrant un gradient altitudinal compris entre 62 m et 2 200 m. Il s'avère que les plantes exotiques se propagent en altitude deux fois plus vite que les plantes indigènes mais aussi plus rapidement que la vitesse actuelle des changements du climat. Cette étude confirme la corrélation entre ces déplacements et l'augmentation des températures, mais souligne l'importance de l'accélération de cette migration altitudinale des EEE par la perturbation des milieux et la présence de corridors de dispersion tels que les routes. La montée en altitude des plantes exotiques mais aussi des plantes indigènes risque de porter atteinte aux écosystèmes alpins, les sommets se caractérisant par des plaines ouvertes accueillant des communautés de plantes subnivales sensibles aux changements climatiques et à l'arrivée d'autres espèces. Ces montées d'espèces et les changements climatiques risquent donc de limiter les superficies disponibles favorables aux communautés indigènes inféodées aux sommets⁵⁷. A Tahiti, la montée en altitude des EEE (question 3) comme *Euglandina rosea* pourrait ainsi menacer les gastéropodes indigènes encore présents sur le mont Aorai, dont de nombreuses espèces ne sont pas encore décrites⁵⁸.

Les modifications d'assemblages d'espèces en Méditerranée illustrent bien ces mécanismes. Sous l'effet des changements climatiques, les populations d'espèces marines ectothermes, ne peuvent presque pas opter pour un déplacement latitudinal afin de bénéficier des conditions qui leur sont favorables du fait des barrières continentales qui les cloisonnent dans cette mer semi-fermée. Ainsi, dans un tel contexte, une régression des espèces indigènes conduit à une perte nette de biodiversité. Les mollusques marins ont par exemple connu de nombreuses extinctions sous l'effet des changements climatiques puisque seulement une petite fraction (12% maximum) des espèces de mollusques indigènes historiquement présentes sur le plateau israélien (l'une des zones les plus chaudes en méditerranée) est actuellement représentée. Ces extinctions représentent la plus importante perte de biodiversité documentée à ce jour à l'échelle régionale en milieu marin causée par les modifications du climat. Cette contraction voire disparition des espèces indigènes conduit à une modification de la composition spécifique du milieu, avec l'arrivée essentiellement d'espèces lessepsiennes tropicales qui transitent par le Canal de Suez, et dont l'acclimatation et l'établissement sont facilités par l'augmentation des températures. Ces profondes modifications des communautés d'espèces générées par les changements climatiques et les invasions biologiques conduisent à des assemblages inédits d'espèces constitutifs de nouveaux écosystèmes qui soulèvent des questions du fait de l'impossibilité de leur rétablissement⁵⁹.



Augmentation de la compétitivité des EEE par désynchronisation et intensification des relations trophiques : réponses comportementales, physiologiques, morphologiques et reproductives sous l'effet des modifications du climat

Les changements climatiques peuvent modifier les rapports de compétition entre les espèces indigènes et les EEE, amplifiant ainsi l'impact écologique de ces dernières. Il peut s'agir de modifications des cycles de reproduction amenant à une juxtaposition des périodes propices aux deux cortèges d'espèces mais favorables aux EEE. En milieu marin, par exemple, la période de recrutement des ascidies indigènes pourrait diminuer sous l'effet de l'augmentation des températures hivernales, à l'inverse de *Botrylloides violaceus*, EEE dont la période favorable serait prolongée, lui accordant un avantage compétitif en termes d'occupation de substrat⁶⁰.

Des désynchronisations trophiques entre les prédateurs exotiques envahissants et des proies indigènes, allongeant en particulier la période de prédation sont également possibles, notamment en milieux aquatiques (Encadré 10)⁶¹. Pour les végétaux, une synchronisation des périodes de floraison d'espèces indigènes et d'EEE peut aussi favoriser ces dernières qui pourraient davantage interagir avec les pollinisateurs au détriment de la pollinisation des espèces indigènes déjà fragilisées par d'autres pressions anthropiques. C'est par exemple le cas de la **Bruyère commune** (*Calluna vulgaris*), invasive en Nouvelle Zélande, dont la plasticité phénologique plus importante que l'espèce indigène *Dracophyllum subulatum*, lui permettrait de se reproduire plus facilement dans des secteurs où la densité florale est importante⁶².

Des réponses morphologiques aux changements climatiques peuvent également augmenter la compétitivité des EEE. Par exemple, des températures hivernales plus douces dans les milieux tempérés faciliteraient la survie de la **Jacinthe d'eau**, et lui permettraient aussi de développer une plus importante biomasse, formant ainsi un feuillage plus dense excluant les plantes indigènes immergées lors de la saison suivante⁶³. En milieu terrestre, l'assèchement des terres sous l'effet de l'augmentation des températures peut favoriser le développement de végétaux exotiques, amoindrissant la disponibilité en eau pour les plantes indigènes, ainsi désavantagées pour faire face à des épisodes de sécheresse. C'est le cas du **Tamaris** introduit aux Etats-Unis qui, sous l'effet de la sécheresse, développe de plus importantes capacités pour capter et utiliser les ressources en eau que les espèces indigènes des ripisylves⁶⁴.

Des modifications comportementales peuvent également se produire, notamment en milieu aquatique, où l'altération des régimes thermiques augmente l'activité de prédation des espèces indigènes par des EEE (Encadré 10)⁶¹. Par exemple, en conditions contrôlées, des **écrevisses du Pacifique** prélevées dans la nature, ont présenté un taux d'alimentation plus important répondant à leurs besoins métaboliques générés par l'augmentation de la température de l'eau. L'étude de l'évolution des températures des eaux de trois rivières britanniques a révélé que ce réchauffement conduirait à une augmentation de la durée pendant laquelle l'espèce présente son taux d'alimentation le plus élevé et par conséquent à une amplification des impacts sur les espèces indigènes⁶⁵. De même, *Pontogammarus maoticus*, un petit crustacé exotique dans la région Ponto Caspienne (point chaud d'invasion caractérisé par une forte salinité et des variations importantes de température), montre un taux de prélèvement des proies indigènes significativement plus important avec l'augmentation de la température de l'eau et ce, quelle que soit la salinité, suggérant une intensification de ses impacts sur les communautés indigènes aussi bien dans les milieux saumâtres que dulçaquicoles⁶⁶.



Jacinthe d'eau © C. Delnatte



Encadré

10

CHANGEMENTS CLIMATIQUES ET MODIFICATIONS DES RAPPORTS DE DOMINANCE DANS LES MILIEUX AQUATIQUES ⁶¹

En milieu aquatique, les altérations des régimes thermiques peuvent modifier les rapports de dominance entre les espèces indigènes et exotiques. Cela peut se traduire par une augmentation de la consommation de proies indigènes, principal impact des EEE sur une communauté. Une grande part des animaux aquatiques étant hétérothermes (la température de leur métabolisme est liée à celle du milieu), leur consommation de proies augmente avec la température jusqu'à ce que cette dernière devienne limitante. Or, les EEE plus tolérantes aux variations de températures seront des prédatrices plus efficaces, limitant le stock de proies disponibles pour les espèces indigènes. Par exemple, aux Etats-Unis, l'**Omble fontaine** (*Salvelinus fontinalis*), originaire d'Amérique du Nord, et la **Truite européenne**, exotique envahissante aux Etats-Unis, sont, à basses températures, d'égales compétitrices pour la nourriture. Mais la Truite européenne dépasse son homologue américaine dans ce domaine lorsque la température devient supérieure à 12°C. De même, dans le fleuve Colorado (sud-ouest des Etats-Unis), des espèces telles que le **Poisson-chat jaune** (*Ameiurus natalis*), le **Black-bass à grande bouche** (*Micropterus salmoides*), qui posent également des difficultés en Europe, ou la **Perche-soleil verte** (*Lepomis cyanellus*), ont des seuils de tolérance plus élevés aux fortes températures que la plupart des espèces piscicoles indigènes, et seront donc avantagées par le réchauffement climatique. Les variations saisonnières déterminent de nombreux événements périodiques en milieu aquatique, telles que la reproduction ou la migration, et peuvent provoquer une désynchronisation trophique entre les proies et les prédateurs. En Angleterre par exemple, les dates d'éclosion de certaines espèces d'amphibiens sont maintenant avancées d'une à deux semaines. Ainsi, l'arrivée précoce de l'espèce de **Triton ponctué** introduite (*Tritus vulgaris*) dans les plans d'eau a pour résultat une prédation accrue des larves et des œufs de **Grenouille des champs** indigène (*Rana Arvalis*) au rythme de ponte inchangé.

Synergies avec d'autres pressions et amplification des impacts

Enfin, d'autres pressions entrent en jeu indépendamment, comme les événements climatiques extrêmes qui peuvent amplifier des impacts écologiques déjà exercés par les EEE, tout particulièrement dans les systèmes insulaires plus fragiles. Des extinctions de populations d'une espèce de lézard indigène dans les îles des Bahamas ont ainsi été accélérées suite à un cumul d'impacts (succession d'une introduction d'espèce exotique et ouragan) (Encadré 11)⁶⁷.





Encadré

11

EXTINCTION FACILITÉE DU LÉZARD *ANOLIS SAGREI* SUR DES ÎLES DES BAHAMAS SUITE À UNE SUCCESSION DE PRESSIONS BIOTIQUES (INTRODUCTION D'ESPÈCES EXOTIQUES) ET ABIOTIQUES (OURAGAN) ⁶⁷

Les effets des changements climatiques sur les communautés restent difficilement dissociables d'autres pressions d'ordre anthropique telles que les pollutions ou l'artificialisation des sols. Par exemple, au sein des communautés d'invertébrés en milieu aquatique, le maintien d'une bonne qualité d'eau semble retarder le remplacement des espèces indigènes par des EEE provoqué par l'augmentation des températures, ce qui témoigne d'un effet négatif des interactions entre les changements climatiques et les pollutions sur les dynamiques d'invasions²⁶ (encadré 5). Des expérimentations ont aussi montré qu'une exposition à des conditions thermiques stressantes peut accroître la sensibilité des insectes aux insecticides. A l'inverse, une exposition des insectes aux pesticides peut avoir une incidence sur leur capacité à supporter des températures extrêmes. Ainsi, des effets synergiques entre les changements climatiques et les pollutions peuvent conduire à une diminution de la résilience des écosystèmes, les rendant davantage vulnérables aux invasions (question 2). Les projections de futures aires favorables aux EEE doivent ainsi tenir compte des changements climatiques, des autres pressions qui s'exercent sur la biodiversité et des modifications que vont induire les changements climatiques sur ces pressions.

Cette amplification des impacts, qu'ils portent sur la biodiversité ou la santé humaine, a forcément des conséquences sur les coûts de la gestion associée puisque les interventions tiennent généralement compte des enjeux écologiques et / ou économiques pour apporter des réponses efficaces à l'échelle des problématiques rencontrées. Ainsi, les EEE, qui font déjà l'objet de mesures de gestion et dont le développement pourra être favorisé par les changements climatiques, feront probablement partie de celles pour lesquelles les efforts de gestion seront renforcés à l'avenir (question 5).

Le lézard *Leiocephalus carinatus* a été introduit en 1997 sur cinq îles de l'archipel des Bahamas, accueillant déjà un lézard indigène, *Anolis sagrei*. Il était déjà connu que les deux espèces entretiendraient une relation proie-prédateur, l'espèce exotique devenue envahissante pouvant réduire rapidement et dramatiquement la taille des populations de l'espèce indigène. L'ouragan Floyd, de catégorie 4, dont la vitesse des vents a atteint 250 km/h, a frappé l'archipel en 1999. Suite à cet événement, une étude comparative des populations d'*A.sagrei* entre les îles envahies et non-envahies par *L. carinatus* a pu être menée. Deux mois après le passage de l'ouragan Floyd, toutes îles confondues, 65 individus de l'espèce *A. sagrei* ont été comptabilisés. Seuls des juvéniles ont été observés, témoignant de la survie de spécimens uniquement au stade d'œuf grâce la résistance des œufs à l'immersion en eau salée. Sur les îles non envahies par *L. carinatus*, la survie des œufs d'*A.sagrei* a rapidement permis un rétablissement de l'espèce. En revanche, les îles envahies ont toutes montré, dans le meilleur des cas une forte réduction du nombre d'*A. sagrei*, sinon une disparition. Ainsi, la prédation exercée par *L. carinatus* sur les îles envahies avant le passage de Floyd avait déjà trop fortement diminué la taille des populations d'*A.sagrei* pour qu'elles puissent surmonter une seconde pression d'ordre physique tel qu'un ouragan. Ce cas d'étude montre que des impacts prédictibles, tels que la prédation par une espèce introduite, peuvent être lourdement aggravés de façon inattendue par un événement climatique extrême, qui plus est en milieu insulaire.



4.

LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES PEUVENT-ILS INTENSIFIER LES IMPACTS DES EEE ?

Ile des Pins © M. Dosdane

CE QU'IL FAUT RETENIR



→ Les impacts générés par les EEE suivront la trajectoire de leurs aires colonisées sous l'effet des changements climatiques. Ceux-ci peuvent aussi intensifier les impacts selon l'augmentation d'abondance et de densité des EEE mais aussi amplifier certains mécanismes sous-jacents.

→ De par leurs capacités d'adaptation généralement plus importantes que les espèces indigènes, les EEE pourront probablement répondre plus aisément et plus rapidement aux manifestations des changements climatiques, augmentant ainsi leur compétitivité.

→ Bien que difficilement visibles et quantifiables, des interactions entre les changements climatiques et d'autres pressions d'ordre anthropique peuvent avoir des conséquences négatives à plusieurs niveaux et contribuer au succès des invasions en amplifiant leurs impacts. Les effets des changements climatiques sur les EEE ne peuvent donc pas être considérés indépendamment des autres composantes des changements globaux.

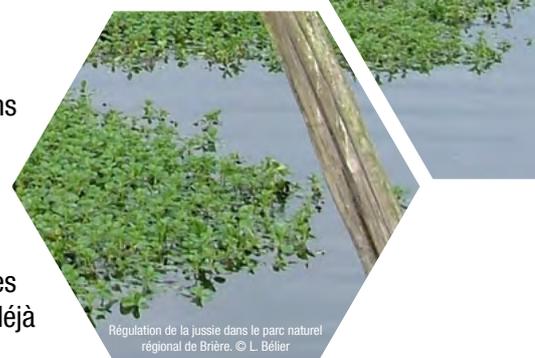
COMMENT ENGAGER LA GESTION DES EEE DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES ?



Lors de la planification des interventions de gestion, la multitude des interactions possibles entre les changements climatiques et les EEE, illustrée précédemment, va mettre au défi les gestionnaires. Les connaissances et les retours d'expérience ont déjà démontré la nécessité de développer une gestion adaptative, ne suivant pas de recette généralisable, du fait du caractère unique de chaque situation et du besoin d'ancrer la gestion sur le long terme⁵. Ainsi, la prise en compte de ces nouvelles synergies ajoute des incertitudes à celles auxquelles les gestionnaires sont déjà confrontés, confirmant d'autant plus la pertinence de cette approche.

La connaissance approfondie des sites d'intervention (qui relève des gestionnaires) et la compréhension des effets des changements climatiques sur les invasions biologiques (qui relève des chercheurs) sont essentielles pour orienter les opérations afin qu'elles puissent répondre aux conditions actuelles comme futures. Il est sans doute difficile pour les gestionnaires de se saisir concrètement des tendances générales annonçant des déplacements d'espèces et une augmentation globale de la pression exercée par les EEE, d'autant plus que ces réflexions nécessitent d'être déclinées localement. Car l'intégration des changements climatiques à la prévention et à la gestion des EEE n'implique pas de les réinventer, mais de les ajuster aux différentes étapes de leur mise en œuvre, au cas par cas, notamment lors des suivis sur le long terme, et doivent pour cela être scientifiquement guidées. Ce dialogue entre gestionnaires et chercheurs, peut se faire à différents niveaux (Figure 9) :

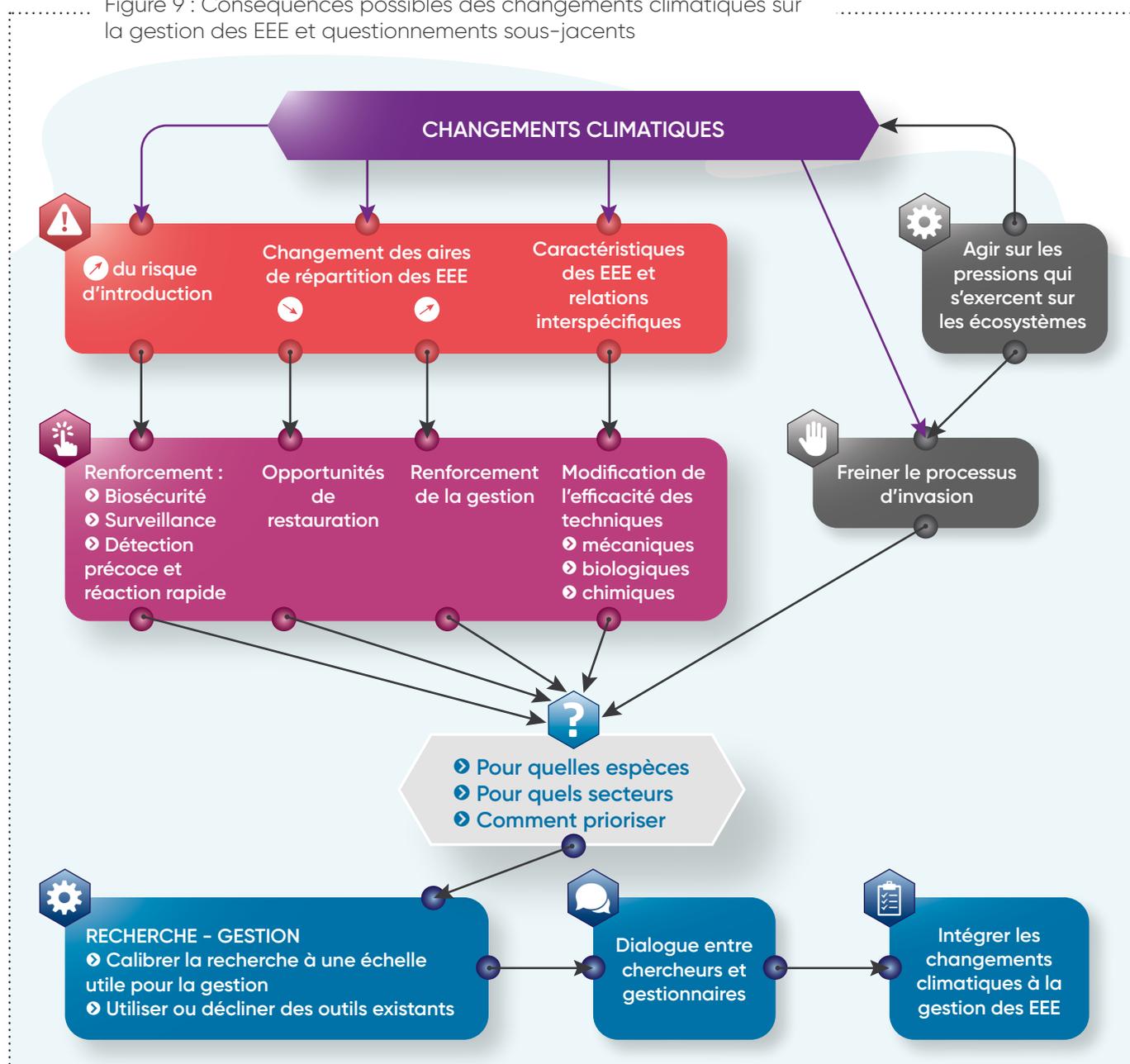
- **Renforcer la surveillance et la prévention des EEE** en vue de limiter le risque d'introduction et d'expansion de ces espèces sous l'effet des changements climatiques. Cette surveillance et cette prévention doivent se concentrer sur les secteurs les plus exposés, les voies et les vecteurs d'introduction et les espèces dont les déplacements et la propagation peuvent être favorisés par les changements climatiques.
- **Ajuster les méthodes et renforcer les opérations de gestion**, dont l'efficacité peut être altérée selon les réponses des espèces aux modifications du climat.
- **Planifier une restauration des milieux** intégrant les manifestations des changements climatiques et leurs évolutions dans la démarche de gestion et les interventions qui en découlent, par exemple, en réponse à une régression d'EEE annoncée dans certains contextes et pour s'assurer de leur efficacité sur le long terme.



Régulation de la jussie dans le parc naturel régional de Brière. © L. Bélier

- Lorsque c'est possible, agir directement sur les conséquences des changements climatiques et l'ensemble des pressions qui s'exercent sur les milieux naturels pour en améliorer la résistance et la résilience et limiter les synergies pour mieux freiner le phénomène d'invasion.
- Prendre en compte les risques d'établissement des EEE lorsque des solutions mises en place pour contrer les effets des changements climatiques pourraient favoriser leur installation.

Figure 9 : Conséquences possibles des changements climatiques sur la gestion des EEE et questionnements sous-jacents



Guider la surveillance et la détection précoce en identifiant les risques d'introduction et d'expansion des EEE sous l'effet des changements climatiques

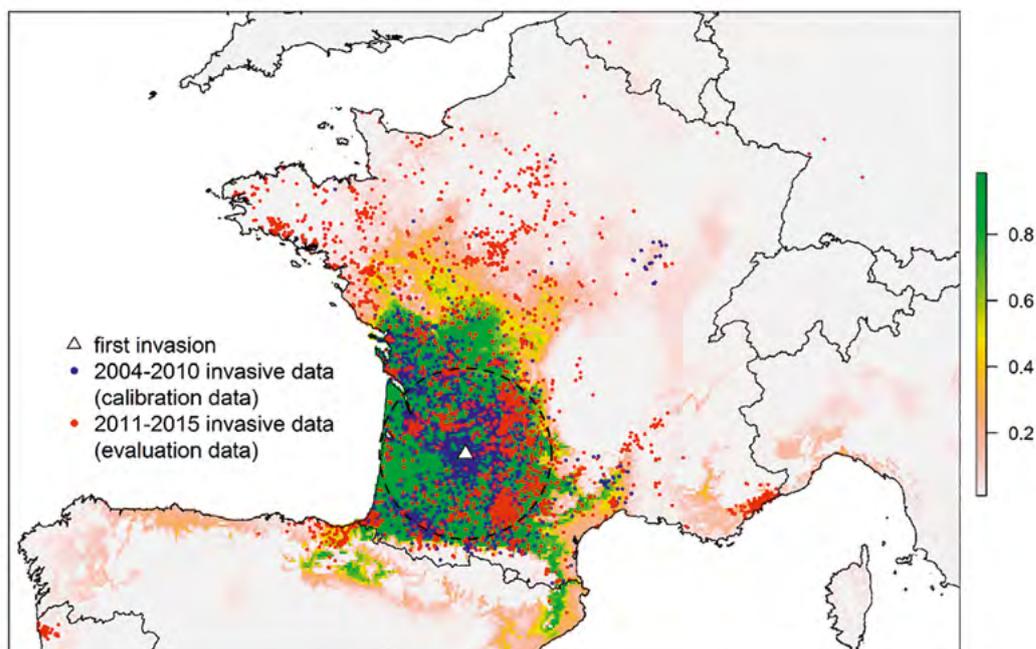
La gestion des EEE aux premiers stades du processus d'invasion est reconnue comme la plus efficace et la moins coûteuse⁶⁸. Empêcher le franchissement des premières barrières repose sur la prévention, la surveillance et la détection précoce, d'autant plus si l'on intègre les dynamiques d'évolution des conditions climatiques. Les outils de modélisation identifient déjà des espèces et des secteurs qui devront faire l'objet d'une attention particulière, ce qui devrait permettre aux gestionnaires d'organiser et de cibler leur vigilance.

La projection des secteurs favorables dans les conditions climatiques futures à l'établissement de plantes exotiques déjà détenues en Europe (Encadré 3)¹⁹ et non naturalisées, est un exemple de réflexion scientifique qui pourrait être intégrée aux outils de prévention des introductions. Par ailleurs, l'évaluation d'un modèle de distribution du **Frelon asiatique** (*Vespa velutina*) a été réalisée en projetant rétrospectivement la répartition de l'espèce à partir des données des premiers stades d'invasion et en comparant ces résultats aux données issues des observations les plus récentes (Figure 10). La concordance entre les occurrences attendues par le modèle et les observations de terrain souligne l'intérêt de l'utilisation de cet outil pour des espèces étroitement suivies et pour lesquelles la gestion peut s'avérer relativement aisée et rapide telle que, dans ce cas précis, le retrait des nids⁶⁹.



Figure 10 : Carte du gradient d'adéquation au Frelon asiatique de 0 à 1.

Issu du modèle de prédiction utilisant les données d'occurrence sur la période 2004-2010 (points bleus). Les points rouges représentent les données d'occurrence sur la période 2011-2015 utilisées pour évaluer le modèle. Le cercle en pointillé autour des premières données d'invasion (triangle) délimite tous les points situés à moins de 150 km des premières données d'occurrence. (D'après Barbet-Massin et al., 2018)⁶⁹



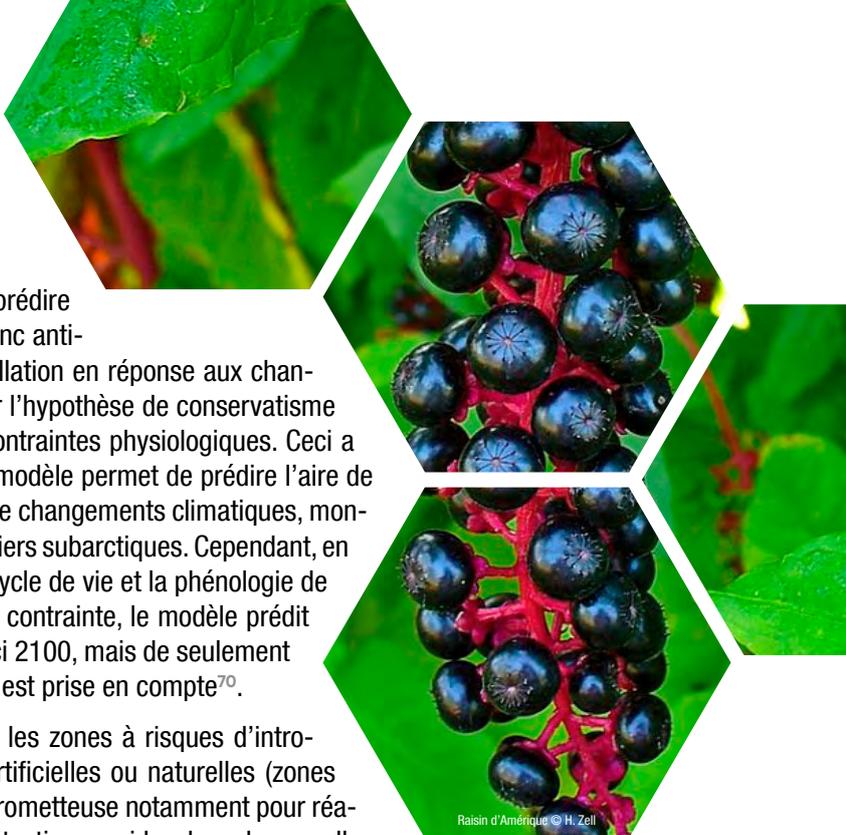
Ces modèles sont ainsi des approches puissantes pour prédire la distribution des espèces exotiques envahissantes, et donc anticiper les régions qui deviendraient favorables à leur installation en réponse aux changements climatiques. Néanmoins, ils reposent souvent sur l'hypothèse de conservatisme de la niche écologique de l'espèce et intègrent mal les contraintes physiologiques. Ceci a été illustré chez l'algue invasive *Sargassum muticum* : le modèle permet de prédire l'aire de répartition future de cette algue, selon différents scénarii de changements climatiques, montrant par exemple une expansion dans les écosystèmes côtiers subarctiques. Cependant, en prenant en compte les contraintes de température sur le cycle de vie et la phénologie de la reproduction, l'expansion vers le nord est réduite. Sans contrainte, le modèle prédit que l'aire de répartition devrait augmenter de 61,75 % d'ici 2100, mais de seulement 1,63 % lorsque la fenêtre de température de reproduction est prise en compte⁷⁰.

L'utilisation grandissante de l'ADN environnemental dans les zones à risques d'introductions (points chauds d'introduction), qu'elles soient artificielles ou naturelles (zones urbaines, ports, fermes aquacoles...) est aussi une piste prometteuse notamment pour réaliser des suivis à haute fréquence, et ainsi permettre des détections rapides dans de nouvelles zones colonisées. Néanmoins, dans le cas des techniques ciblant une espèce particulière, telle que la PCR digitale, il convient de décider en amont quelle est l'espèce à cibler. Avec des approches plus globales telles que le metabarcoding, cette nécessité est théoriquement caduque mais il est encore recommandé de travailler sur des listes fermées d'espèces afin de pallier aux risques d'erreurs de détection (faux négatifs et faux positifs).

La mise en place de cellules de détection mobilisant les réseaux régionaux et le grand public peut également intégrer les changements climatiques en ciblant stratégiquement des espèces à signaler. Ainsi, cette identification des espèces dont l'introduction et la propagation sont les plus probables sous l'effet des changements climatiques pourra orienter les décisions lors de l'utilisation de tels outils et dispositifs.

En réponse aux déplacements attendus des espèces et selon le contexte géographique considéré, la coordination entre gestionnaires d'espaces mitoyens voire même à une échelle de coopération régionale, peut constituer un véritable atout et contribuer au succès de la gestion des EEE aux premiers stades du processus d'invasion.

Aux Etats-Unis, une enquête menée en 2019 auprès de 221 gestionnaires mobilisés sur la problématique des EEE, a cherché à analyser dans quelle mesure les changements climatiques sont intégrés dans les réflexions et dans la planification d'interventions de gestion. Les réponses à cette enquête montrent que 67 % des gestionnaires se sentent concernés par ces synergies et que tous ont déjà identifié une ou plusieurs espèces, pour l'instant absentes de leur périmètre d'intervention mais qui pourraient poser problème à l'avenir⁷¹. Cependant, l'enquête souligne que la gestion porte à 90 % sur des invasions actuelles et que seulement 5 % des gestionnaires consacrent la moitié de leur temps de travail à la prévention d'introductions et à la surveillance. Les 5 % restant partageraient équitablement leur temps entre la gestion d'EEE déjà présentes et la détection de nouvelles espèces exotiques. Ces chiffres pourraient également refléter la situation française. La nécessité d'identifier les nouvelles voies d'introduction a également été exprimée à cette occasion⁷¹. Ainsi, la prise en considération des changements climatiques pourrait donc constituer une opportunité de renforcer l'énergie et les moyens alloués à la prévention des introductions, la surveillance et la détection précoce pour en améliorer l'efficacité à long terme.



Adapter les techniques de gestion pour contrer une éventuelle perte de leur efficacité liée aux changements climatiques

Selon les réponses des EEE aux modifications des conditions biotiques et abiotiques du milieu générées par les changements climatiques, les techniques de gestion, qu'elles soient mécaniques, chimiques ou biologiques, devront parfois être adaptées pour rester efficaces.

L'augmentation des superficies favorables aux EEE demandera un effort plus soutenu de la part des gestionnaires en termes de fréquence d'intervention et de surveillance en périphérie des sites traités par exemple. La question se pose pour certaines espèces végétales aquatiques comme la **Jacinthe d'eau** et la **Laitue d'eau** dans l'hémisphère nord, pour lesquelles les extractions mécaniques pourraient ne plus suffire du fait des nouvelles étendues à gérer et des moyens à mobiliser⁶⁴.

Pour certaines plantes exotiques envahissantes, l'utilisation d'herbicides constitue parfois une solution pour limiter leur progression. C'est le cas de l'**Hydrille verticillée** dont l'implantation aux Etats-Unis pourrait être facilitée par l'augmentation du CO₂ atmosphérique. La réponse probable à cette expansion risque de se traduire par une intensification des interventions et donc une augmentation du risque de dommages collatéraux induits par l'utilisation plus soutenue d'herbicides⁶⁴ 1. L'augmentation du CO₂ atmosphérique peut également favoriser la tolérance de certaines plantes aux pesticides, diminuant l'efficacité des interventions.

A l'image des modifications des relations proie-prédateur sous l'effet des changements climatiques (question 4), une altération des résultats attendus de la lutte biologique, voire de certaines méthodes de génie écologique faisant appel à de la concurrence interspécifique, est possible et doit d'ores et déjà être anticipée. Les interactions interspécifiques impliquées peuvent être perturbées à différents niveaux, modulant positivement ou négativement l'efficacité des opérations mises en oeuvre^{64, 72}. Face à la complexité des mécanismes régissant ces relations, l'amélioration des connaissances scientifiques au cas par cas est nécessaire pour orienter les choix des espèces qui interviendront et pour développer les protocoles de mise en œuvre (Encadré 13)⁷².

Les modifications des cycles de reproduction chez les animaux et de la phénologie chez les végétaux peuvent conduire à un ajustement de la planification des interventions en termes de durée, de calendrier et de fréquence. Des opérations réalisées à certains stades de développement (avant la floraison pour les plantes ou avant la reproduction pour la faune par exemple) pourraient être avancées et rallongées si le changement conduit à une précocité des cycles de développement et à un allongement des périodes qui leur sont favorables (questions 1 et 4).



Réunion du REST sur le terrain © E. Sarat

1 Un rappel : en France, l'utilisation de produits phytosanitaires est strictement interdite à proximité et dans les milieux aquatiques (arrêté ministériel du 12 septembre 2006).



Encadré

12

LES EFFETS DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES PEUVENT MODULER L'EFFICACITÉ DE LA LUTTE BIOLOGIQUE ⁷²

Les interactions interspécifiques, à la base de la mise en œuvre de la lutte biologique sont complexes et la bonne compréhension de leurs réponses aux changements climatiques est nécessaire pour identifier les espèces à faire intervenir et les secteurs concernés. Les modifications du climat peuvent agir sur l'espèce ciblée, sur l'agent de contrôle, voire sur les deux (sur leur métabolisme, leur physiologie, leur comportement...). En conditions expérimentales, par exemple, des vagues de chaleur ont un effet négatif sur la survie du coléoptère *Zygogramma bicolorata*, agent de contrôle de la **Grande camomille** (*Parthenium hysterophorus*), suggérant une diminution de l'efficacité des interventions. Des expérimentations sur le terrain ont en revanche montré qu'une augmentation du CO₂ atmosphérique augmente la survie de la **Centauree rude** (*Centaurea diffusa*), mais aussi de son agent de contrôle, le charançon *Larinus minutus*. Par ailleurs, des modèles de distribution ont révélé que les superficies favorables à la fois à l'**Ambrosie à feuilles d'armoise** et à ses agents de contrôle pourraient diminuer sous l'effet de l'augmentation de la température, du CO₂ atmosphérique et des changements des régimes de précipitations, diminuant les probabilités d'interactions entre les deux espèces et donc l'efficacité de la lutte biologique. A l'inverse, en Californie, l'aire favorable au charançon *Neochetina eichhorniae*, introduit depuis l'Australie pour contrôler la **Jacinthe d'eau**, pourrait davantage se juxtaposer à celle de cette dernière, facilitant ainsi sa gestion. Ces différentes réponses soulignent l'intérêt d'un approfondissement des connaissances via la modélisation, l'expérimentation en laboratoire et/ou sur le terrain, approches par ailleurs complémentaires, pour affiner les expertises sur le sujet et éviter des effets inattendus d'interventions qui pourraient s'avérer contre-productives.

Dans certains contextes, les modifications de compétitivité des espèces en réponse aux modifications du climat peuvent contrecarrer les résultats des stratégies mises en œuvre du fait d'une connaissance incomplète de la multitude des facteurs et des relations entre les espèces qui interviennent. Par exemple, dans une perspective de restauration écologique, des opérations d'éradication du **Lapin de Garenne** (*Oryctolagus cuniculus*) par empoisonnement ont été réalisées à Kerguelen sur les îles Verte (1992), Guillou (1994) et Cochons (1997) pour étudier la résilience des écosystèmes. L'élimination du lapin a permis le retour de certaines espèces végétales indigènes comme *Agrostis magellanica*, *Deschampsia antarctica*, *Festuca erecta* et *Poa kerguelensis*. Toutefois, dès le milieu des années 1990, les effets des changements climatiques ont bouleversé les processus de restauration de ces îles, notamment par la fréquence des sécheresses estivales entraînant l'assèchement de l'Acaena. Avec l'ouverture du milieu, des espèces végétales invasives, autrefois contrôlées par le lapin se sont développées telles que les pissenlits (*Taraxacum spp.*) et les poacées (*Poa pratensis* notamment), formant aujourd'hui des prairies monospécifiques sur de grandes superficies dans les îles dépourvues de lapins. Ces relations complexes entre plantes introduites et herbivores introduits dans un contexte de changements climatiques ont pu être mises en évidence uniquement grâce à des suivis à long terme (plus de 20 ans)⁷³.

Par ailleurs, certains gestionnaires ayant répondu à l'enquête réalisée aux Etats-Unis mentionnée plus haut, ont explicitement exprimé le besoin d'être éclairés quant à l'effet des changements climatiques sur l'efficacité des techniques mises en œuvre, sur les risques de dommages collatéraux en cas d'intensification des interventions et ont souligné l'importance d'être guidés lors du développement d'opérations de gestion plus adaptées⁷¹.



La régression projetée des EEE sous l'effet des changements climatiques peut encourager les démarches de restauration et de conservation des milieux

La régression d'EEE provoquée par les effets des changements climatiques peut constituer à la fois une opportunité de restauration d'espèces indigènes mais également de propagation d'EEE potentiellement présentes à proximité (Encadré 12)⁷⁴. En Nouvelle-Angleterre, les secteurs qui pourraient connaître à l'avenir une régression de l'**Herbe à Ail** en raison de l'augmentation des températures, risqueraient d'être colonisés plus rapidement par d'autres EEE ne permettant pas le rétablissement d'espèces indigènes défavorisées par les changements des conditions climatiques⁴³. L'étude approfondie des sites d'intervention, de leur périmètre et l'identification des espèces indigènes adaptées pour la restauration, sont donc nécessaires pour prendre en considération les déplacements d'espèces et éviter de mobiliser des moyens humains, financiers et techniques pour des interventions répondant uniquement aux conditions climatiques actuelles et donc pertinentes uniquement à court ou moyen terme.



Euphorbe esule © M. Peters
© CC BY 3.0



Tamaris © CC BY 3.0

Encadré 13

LA RÉGRESSION DES PLANTES EXOTIQUES ENVAHISSANTES OFFRE DES OPPORTUNITÉS DE RESTAURATION DES MILIEUX DANS L'OUEST DES ETATS-UNIS⁷⁴

Afin d'identifier les possibilités futures de restauration des milieux, des travaux ont consisté à modéliser les aires de distribution de cinq plantes exotiques envahissantes connues pour dominer les espèces indigènes dans l'ouest des Etats-Unis : le **Brome des toits** (*Bromus tectorum*), la **Centauree maculée** (*Centaurea biebersteinii*), la **Centauree du Solstice** (*Centaurea solstitialis*), le **Tamaris** (*Tamaris spp.*) et l'**Euphorbe esule** (*Euphorbia esula*). Les résultats montrent que la **Centauree du Solstice** et le **Tamaris** pourraient connaître un accroissement de leur aire de répartition à l'inverse de l'**Euphorbe esule**. Le **Brome des toits** et la **Centauree maculée** pourraient à la fois connaître une expansion et une régression de leurs populations, se traduisant par un déplacement à l'avenir de leur aire de distribution. La régression des EEE étudiées concernerait de vastes espaces (des millions d'ha) difficilement gérables actuellement mais qui pourraient à l'avenir, être l'objet d'actions de restauration. Cela impliquerait d'identifier et de surveiller dès à présent et dans un premier temps, les espèces exotiques non incluses dans l'étude et susceptibles d'occuper ces nouveaux espaces. Par exemple, la tolérance aux températures plus élevées du **Brome rougeâtre** (*Bromus rubens*), pourrait lui permettre de remplacer le **Brome des toits** dans les secteurs où ce dernier pourrait reculer au sud de la région du Grand Bassin. Dans un second temps, il conviendrait d'identifier les espèces indigènes utilisables pour la restauration afin de remplacer celles présentes avant l'arrivée des EEE qui pourraient ne pas s'adapter aux nouvelles conditions climatiques. Pour pallier ces incertitudes, des réflexions et des analyses intégrant le développement d'outils de modélisation et d'expérimentations sont nécessaires pour associer des travaux de restauration à de la surveillance. La restauration des milieux implique un travail de réflexion sur les assemblages de communautés d'espèces indigènes pertinentes dans le contexte de changements climatiques. Ces manipulations profondes des habitats posent toutefois question car tendraient ainsi progressivement vers le façonnement de nouveaux écosystèmes.

Favoriser la résilience des milieux pour indirectement freiner les invasions biologiques dans un contexte de changements climatiques

Les écosystèmes les moins perturbés et les plus résilients sont les moins vulnérables face aux invasions biologiques et aux changements climatiques (question 2). La compréhension des facteurs qui expliquent cette résilience est ainsi cruciale afin de les utiliser comme levier d'action pour préserver les milieux de diverses pressions dont les EEE. Cela peut se traduire par la protection, l'extension des habitats telles que proposées par le réseau des aires protégées. Celles-ci, en préservant les milieux de certaines composantes des changements globaux (par exemple les changements d'usage des terres et mers, l'exploitation des ressources), agissent comme un filtre naturel aux invasions. Cependant, elles constituent un dispositif statique qui soulève des interrogations en termes d'efficacité face aux déplacements attendus des espèces. C'est pourquoi des chercheurs se sont intéressés à l'effet des changements climatiques sur les aires favorables aux 100 EEE les plus problématiques en Europe vis-à-vis des aires protégées terrestres et marines à l'échelle du continent (Encadré 14)⁷⁵. Les résultats des modèles développés soulignent la valeur de conservation de la stratégie du réseau européen des aires protégées qui peut effectivement participer au ralentissement des introductions d'EEE dans les milieux à conserver y compris dans un contexte de changements climatiques (Encadré 14).

Ces tendances globales nécessitent cependant d'être affinées par l'approfondissement des connaissances des mécanismes à des échelles plus locales. Car l'efficacité des aires protégées face aux EEE et aux modifications du climat peut différer suivant les régions, les espèces et les facteurs environnementaux propres à chaque contexte, comme les corridors et la connectivité entre les stations colonisées.

En milieu terrestre par exemple, au nord du Portugal, les modèles projettent une augmentation dans les aires protégées de la pression exercée par les acacias exotiques. L'intensité de cette pression différerait cependant selon l'espèce considérée et selon l'effet des changements climatiques sur la connectivité des espaces qu'elle occupe. Ainsi, *Acacia dealbata*, espèce déjà bien présente dans le périmètre d'étude et dans les aires protégées, serait la plus problématique à l'avenir, suivie d'*Acacia melanoxydon* et d'*Acacia longifolia*. Ces résultats encouragent ainsi à renforcer la surveillance d'*A. longifolia* et à prioriser les interventions sur *A. dealbata* et *A. melanoxydon*. La connectivité des stations concernées est actuellement plus faible au sein des aires protégées du fait notamment de la présence de milieux d'altitude, mais elle serait amenée à se densifier en particulier pour *Acacia dealbata*, annonçant une probable diminution de l'efficacité de la gestion pour cette espèce. La propagation des EEE dans leurs aires favorables attendues par ces modèles dépendrait également de l'existence de corridors de dispersion. Dans ce cas précis ces corridors se situent le long du littoral, à l'ouest de la zone étudiée, où ont été introduits les acacias dont la propagation pourrait être facilitée par les axes routiers et les rivières, jusqu'à entrer en conflit avec les aires protégées⁷⁶.



Encadré

14



LE RÉSEAU DES AIRES PROTÉGÉES CONSTITUE UN FILTRE NATUREL INTÉRESSANT FACE AUX INVASIONS BIOLOGIQUES SOUS L'EFFET DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES À L'ÉCHELLE DE L'EUROPE ⁷⁵

Des modèles utilisant plus de 40 000 données d'observations des 100 espèces exotiques les plus préoccupantes en Europe, ont révélé que seulement un quart des aires protégées depuis 100 ans ont subi l'introduction d'une de ces EEE. 26 % des aires protégées sont concernées par des invasions et 85 % de la superficie colonisée par les EEE se situent en dehors des aires protégées. Par ailleurs, la richesse spécifique en EEE serait de 18 % plus faible dans les aires terrestres protégées qu'en dehors et ce taux augmenterait légèrement pour atteindre 19 à 20 % dans les conditions climatiques futures, malgré l'accroissement de leur superficies favorables. Les résultats sont moins marqués dans les aires marines puisque la richesse spécifique des EEE serait de 11 % plus faible en leur sein qu'en dehors et ce taux se stabiliserait à l'avenir. Ainsi, à l'échelle de l'Europe, le réseau des aires protégées pourrait, dans une certaine mesure, freiner l'expansion des EEE malgré les modifications annoncées de leurs aires de répartition. L'importante naturalité² des écosystèmes protégés, liée notamment au maintien des communautés indigènes, leur accorde une résilience et une résistance leur permettant de limiter les invasions biologiques. L'efficacité des aires protégées augmenterait avec leur ancienneté, leur difficulté d'accès pour les populations humaines et selon les actions de conservation mises en œuvre dans leur périmètre. En revanche, les barrières à franchir par les espèces exotiques lors du processus d'invasion seraient plus perméables dans les aires marines. Ceci s'expliquerait par la proximité des zones côtières, des activités portuaires et plus globalement des pressions anthropiques qui s'exercent sur le littoral, associées aux densités élevées de populations humaines qui y vivent et qui contribuent à un risque d'introduction plus élevé.

Dans le même ordre d'idée, en milieu marin, l'évaluation du risque d'invasion dans 83 aires marines protégées (AMP) le long de la côte canadienne pacifique a été réalisée pour 8 espèces non-indigènes marines (ENI) dans des conditions actuelles et futures (entre 2041 et 2070). Le réseau de navigation reliant dans le secteur considéré les aires protégées entre elles (données de 805 navires en 2016) a également été intégré aux analyses. Les modèles développés révèlent que les probabilités d'occurrence de 6 des 8 ENI étudiées pourraient augmenter à l'avenir dans ces AMP jusqu'à atteindre 90 % et que leur superficie favorable au sein de ce réseau d'aires protégées pourrait s'étendre de 70 %. Par ailleurs, le trafic maritime dans la région tracerait 4 réseaux en grappe de 61 AMP étroitement connectées. Ainsi, la planification dans les aires protégées doit considérer les conséquences des changements climatiques sur les communautés d'espèces, mais également les usages générant une connectivité et des interactions entre elles, pouvant diminuer son efficacité face aux invasions biologiques. Cela peut passer par la mise en place de mesures réglementaires, de biosécurité et de protocoles de surveillance⁷⁷.

La connectivité des habitats constitue à la fois un atout pour la résilience des milieux naturels mais peut donc également offrir des routes préférentielles pour la dispersion des EEE⁷⁸. L'étude au cas par cas de la circulation des espèces indigènes à faciliter et des EEE à freiner ou à empêcher doit être prise en compte et nécessite de calibrer les réflexions à une résolution perceptible et manipulable par le gestionnaire. La mise en place de barrières empêchant le déplacement des EEE peut constituer une solution notamment en milieu aquatique. Par exemple, dans les Montagnes Rocheuses (Etats-Unis), la **Truite fardée** (*Onchorhynchus clarkii*) est de plus en plus présente en altitude ce qui pourrait être empêché par l'installation d'obstacles artificiels, mais avec le risque de perturber les mouvements des populations natives par la même occasion⁷⁹.

² Notion reflétant le degré d'influence d'un milieu par l'homme, et donc son caractère plus ou moins « sauvage ». Elle comporte deux volets : la « naturalité biologique », définie par ses caractéristiques observables, qui la rapprochent plus ou moins d'un état « naturel », et la « naturalité anthropique », liée au niveau d'intervention humaine, actuelle ou passée.

Les barrières mises en place pour freiner les EEE doivent permettre la circulation des espèces indigènes afin qu'elles puissent suivre les conditions climatiques qui leur sont favorables. Dans la région des Grands Lacs américains, des barrages de faibles hauteurs ont été développés et préviendraient la montée des lamproies marines (*Petromyzon marinus*) tout en laissant passer les poissons indigènes aux capacités de saut plus élevées⁷⁹. De même, l'étanchéité à l'**Ecrevisse du Pacifique** de certains types de passes à poissons (cylindrical bristle cluster et studded tiles), déjà connues pour faciliter la circulation de poissons indigènes, a été testée dans des déversoirs en pente. Les résultats se sont avérés concluants avec cependant une variabilité observée selon la vitesse des courants et soulignent la nécessité d'être associés à d'autres techniques pour empêcher totalement le déplacement des écrevisses exotiques⁸⁰. Cependant la mise en place de telles barrières sélectives ne sera pas possible dans de nombreux cas, notamment pour limiter la dispersion d'une espèce exotique végétale.



Le maintien de la résilience des milieux peut aussi se traduire par la manipulation des habitats pour atténuer les effets des changements climatiques et empêcher les synergies. Par exemple, la plantation et le maintien de ripisylves limiteraient l'augmentation des températures de l'eau et les effets associés sur les communautés. Ainsi, les espèces indigènes seraient plus à même de se maintenir comme c'est le cas dans l'Utah aux Etats-Unis où les gambusies introduites (*Gambusia affinis*) menaçaient les populations endémiques de *Lotichthys phlegethontis*. La plantation d'essences indigènes a généré suffisamment d'ombre pour abaisser les températures jusqu'au seuil où les gambusies n'étaient pas assez compétitives par rapport aux poissons indigènes⁷⁹. Néanmoins, la mise en œuvre de telles mesures conduit parfois à des introductions volontaires d'espèces identifiées pour leur tolérance aux nouvelles conditions climatiques. Des plantations d'essences exotiques en ripisylve, sur les littoraux ou en forêt pour en améliorer la résilience face aux changements climatiques, ont parfois eu des conséquences négatives inattendues jusqu'à contrecarrer les efforts mis en œuvre pour contrer les invasions biologiques (Encadré 15).

Les zones où les activités humaines sont particulièrement denses sont les plus exposées à de telles introductions. Par exemple, en milieu marin, les constructions artificielles telles que les ports, les brise-lames, les jetées, les plateformes offshore, ont depuis longtemps été considérées comme des habitats artificiels à risques élevés d'introduction d'ENI et d'installation d'EEE. Or cette artificialisation des milieux côtiers marins est croissante, notamment en lien avec les changements climatiques, en particulier la protection des littoraux contre l'élévation du niveau de la mer, mais aussi l'établissement d'éoliennes en mer qui peuvent offrir des relais (« stepping stone ») pour la diffusion d'EEE. Différentes propositions ont été faites pour limiter l'établissement des EEE sur ces structures artificielles comme des interventions de maintenance, des stratégies d'« ensemencement » des structures artificielles par des espèces indigènes, voire l'utilisation de nouveaux matériaux permettant de réduire le biofouling⁸¹. Les gestionnaires et parties prenantes concernant ces structures et habitats artificiels doivent être informés des impacts des EEE, et bénéficier de l'expérience des gestionnaires d'espaces naturels mobilisés sur le sujet afin de prévenir les risques d'introductions.

La connaissance des espèces et communautés indigènes résilientes ainsi que des précisions sur les modifications des aires de distribution des EEE doivent être approfondies et transmises aux gestionnaires afin qu'ils puissent s'en saisir et identifier les leviers d'actions qu'ils pourront utiliser. C'est d'ailleurs l'un des sujets prioritaires identifié lors de l'enquête menée aux Etats-Unis et qui permettrait de rapprocher chercheurs et gestionnaires⁷¹.



Robinier faux-acacia © DR

Encadré

15

QUAND DES POLITIQUES NATIONALES D'ADAPTATION AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES FAVORISENT L'INTRODUCTION D'ESPÈCES EXOTIQUES ⁸²

Dans un contexte de changements climatiques d'ores et déjà en cours, un enjeu majeur pour la forêt française est d'accroître ses capacités de résilience pour garantir la qualité et la quantité de l'ensemble des services fournis (écologiques comme socio-économiques). Plusieurs solutions sont aujourd'hui bien identifiées, comme privilégier les mélanges d'essences, favoriser la régénération naturelle, préserver voire restaurer l'eau dans les sols, développer de nouveaux itinéraires techniques d'exploitation...

Le recours à des essences plus tolérantes à la chaleur et à la sécheresse est proposé, voire encouragé par les pouvoirs publics, par exemple dans le cadre du récent Plan de Relance pour la filière bois-forêt française. Mais une part importante des espèces préconisées sont issues d'autres continents. L'utilisation de telles espèces n'est pas sans risque : risque que l'espèce devienne envahissante (à l'instar du **Robinier faux-acacia** ou du **Cerisier tardif**), qu'elle soit introduite avec ses maladies, champignons ou ravageurs qui pourraient à leur tour affecter les espèces indigènes. La littérature scientifique regorge d'exemples d'arbres introduits volontairement et devenus ensuite envahissants et démontre clairement que les risques sont très fréquemment supérieurs aux bénéfices espérés. Enfin, il est aussi nécessaire de se questionner sur le plan éthique et économique : l'Etat se retrouvant à financer d'un côté la plantation d'espèces exotiques qui pourrait bénéficier à la filière (privatisation des bénéfices) et de l'autre la gestion d'espèces exotiques envahissantes pour en réduire les impacts dont les coûts seraient supportés par la société dans son ensemble (socialisation des coûts).

La Société botanique de France a récemment publié un livre blanc sur le sujet pour une information scientifique sur les plantations d'essences exotiques, accessible au grand public et aux décideurs⁸². Cet ouvrage se conclut par des recommandations pratiques et identifie six pistes d'action pour les pouvoirs publics.



Des démarches à l'interface de la recherche et de la gestion

Les interventions de gestion doivent être améliorées et ajustées pour mieux répondre aux défis que vont représenter les invasions biologiques dans un contexte de changements climatiques. Pour cela, les gestionnaires doivent être prêts à adapter leurs objectifs et à reprioriser leurs actions de manière à intégrer les interactions potentielles entre les changements climatiques et les EEE.

Des projets et des démarches à l'interface de la recherche et de la gestion sont nécessaires pour permettre une bonne articulation entre les chercheurs et les gestionnaires afin que leurs objectifs convergent vers une bonne compréhension et anticipation des synergies pour une meilleure efficacité de leurs actions.

Un dialogue spécifiquement dédié à cette problématique est ainsi primordial pour définir les contours des projets scientifiques afin que leurs résultats puissent répondre à des situations concrètes de terrain. Les besoins et obstacles à la gestion dans un contexte de changements climatiques doivent être clairement identifiés pour calibrer les travaux de recherche et s'assurer de leur applicabilité et de la transférabilité des connaissances des chercheurs vers les gestionnaires. Des suivis sur le long terme impliquant ces deux parties prenantes permettraient ainsi de procéder à des réajustements méthodologiques et d'identifier les nouveaux besoins de connaissances pour une gestion adaptative des EEE intégrant au cas par cas les incertitudes sous-jacentes, dont les changements climatiques.

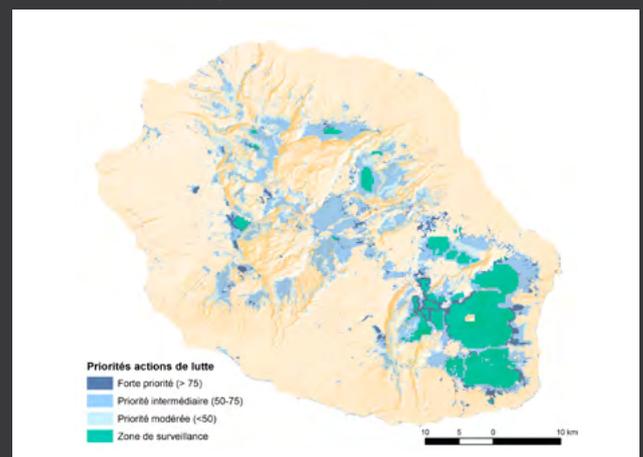
Encadré

16

PRIORISATION SPATIALE DE LA GESTION DES PLANTES EXOTIQUES ENVAHISSANTES À LA RÉUNION : UNE COLLABORATION DE TOUTES LES PARTIES PRENANTES PERMETTANT LA TRANSFÉRABILITÉ DE LA RECHERCHE VERS LA GESTION ⁸³

Des projets se positionnent déjà à l'interface de la recherche et de la gestion. C'est par exemple le cas des travaux de cartographie des zones prioritaires pour la gestion des plantes exotiques envahissantes à La Réunion en fonction des enjeux de conservation. L'objectif de ce projet était de concevoir scientifiquement un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires et les financeurs, déclinable à plusieurs échelles et territoires. Cette démarche co-construite a impliqué la compilation de données détenues par de nombreux partenaires, traitées par les chercheurs via la production de cartes. A l'issue de ce projet et en réponse aux recommandations ainsi fournies, les gestionnaires ont pu ajuster leurs objectifs et la mise en œuvre de nouveaux chantiers a pu être plus facilement justifiée auprès des financeurs. Initialement calibrée à l'échelle de l'île, cette méthodologie sera affinée à l'échelle des massifs forestiers pour une meilleure opérationnalité et prise en main par les gestionnaires. Bien que n'intégrant pas les changements climatiques dans sa première version, une déclinaison de cet outil est en cours pour le permettre dans une seconde version. Ce projet illustre ainsi la faisabilité et l'intérêt de guider scientifiquement les gestionnaires mobilisés sur les invasions biologiques.

Figure 11 : Carte des zones prioritaires pour la gestion des plantes exotiques envahissantes à La Réunion (D'après Fenouillas, P. 2021)



5. COMMENT ENGAGER LA GESTION DES EEE DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES ?

CE QU'IL FAUT RETENIR

Figure 12 : Proposition d'un cadre d'articulation entre les chercheurs et les gestionnaires pour l'intégration des changements climatiques à la gestion des EEE (D'après Beaury *et al.*, 2020)⁷²



- ➔ La prise en compte des changements climatiques implique le renforcement de la prévention et de la gestion des EEE aux premiers stades du processus d'invasion.
- ➔ Intégrer les changements climatiques dans la gestion des EEE constitue une opportunité d'affiner les méthodes de gestion actuellement mises en œuvre pour une meilleure probabilité de succès et implique parfois de recalibrer les objectifs et les priorités d'intervention, sans pour autant procéder à une remise en cause totale des démarches actuelles.
- ➔ Les outils existants peuvent permettre de concrétiser la prise en compte des conséquences des changements climatiques dans les opérations de gestion. Ceci doit passer par l'établissement d'un dialogue permanent entre les gestionnaires et les chercheurs pour identifier les besoins et les solutions, à une échelle manipulable pour la gestion.
- ➔ La restauration et la conservation des milieux pour améliorer leur résilience et leur résistance, constituent des moyens de gestion des EEE et peuvent contribuer à freiner les invasions biologiques dans un contexte de changements climatiques.
- ➔ Les solutions proposées pour atténuer les effets des changements climatiques doivent pleinement intégrer la problématique des EEE.

CONCLUSION



Réunion sur le terrain du GT IBMA © A. Dutartre

Les changements climatiques et les EEE sont deux pressions en interaction, et dont les synergies pourraient accélérer et amplifier la manifestation de leurs impacts respectifs sur les milieux naturels. Les modifications du climat peuvent avoir des effets sur les invasions biologiques à de très nombreux niveaux suivant les régions, les habitats et les espèces considérées. Ces effets peuvent être directs et/ou indirects et agir sur les espèces, leur milieu d'accueil, mais aussi sur les relations interspécifiques et les activités humaines. De nombreux travaux scientifiques ont déjà pu mettre en évidence les liens de cause à effet et ont pu décrypter certains des mécanismes sous-jacents, notamment ceux fragilisant les barrières que doivent franchir les espèces au cours du processus d'invasion et modulant en conséquence leurs impacts sur les milieux et les communautés d'accueil.

De nombreuses études montrent les mêmes grandes tendances, alertent sur une amplification possible du phénomène à l'échelle mondiale et identifient des régions, des écosystèmes et des espèces particulièrement concernés par ces synergies. L'Europe est identifiée comme un futur point chaud d'invasions dans les conditions climatiques futures, et les écosystèmes arctique, alpin, aquatique d'eau douce et boréal pourraient être particulièrement exposés à l'avenir. Une montée latitudinale et altitudinale des EEE est déjà observable et la poursuite de leur dispersion est globalement attendue. Par ailleurs, l'intensification et la fréquence accrue des événements climatiques extrêmes fragiliseraient les écosystèmes et communautés indigènes, offrant de nouvelles opportunités d'invasions pour les espèces introduites en métropole lors d'inondations ou encore suivant l'accroissement des feux de forêts. Les collectivités françaises d'outre-mer sont aussi particulièrement exposées à divers événements, notamment cycloniques.

Néanmoins, ces grandes tendances ne sont pas aussi évidentes lorsque les réflexions, les observations et les travaux de recherche se positionnent à une échelle géographique plus locale dans laquelle la gestion peut être effectivement opérationnelle. Selon les espèces, les régions, les caractéristiques environnementales et sociétales et les enjeux propres à chaque situation, une grande variabilité de scénarii est possible et ne permet pas de dégager des généralités. De nombreux travaux de modélisation annoncent des expansions d'EEE aux trajectoires différentes selon les cas de figure. Bien que minoritaires, certains modèles projettent une régression des invasions biologiques soulevant des questionnements quant aux opportunités à saisir en termes de mesures de restauration et de conservation des milieux concernés.

La menace que représentent les EEE, quasi invisible dans les premiers stades de l'invasion et soumettant déjà les gestionnaires à de nombreuses incertitudes, est encore plus difficile à évaluer et à prévoir du fait des interrogations soulevées par les changements climatiques. Les recommandations existantes invitant à renforcer la prévention des introductions et la surveillance prennent d'autant plus d'importance qu'elles devront intégrer les risques d'invasions facilitées à l'avenir par les modifications du climat. Elles devront également prendre en compte les solutions d'atténuation des effets des changements climatiques qui sont proposées.

Cette capacité d'anticipation va nécessiter un travail de priorisation au cas par cas des sites et des espèces sur lesquels concentrer la vigilance. De même, vont être nécessaires des ajustements et des renforcements des techniques de gestion mises en œuvre pour en maintenir l'efficacité, en fonction des réponses des EEE aux nouvelles conditions climatiques.

Les gestionnaires, déjà très mobilisés, pourront relever ces défis s'ils bénéficient d'un accompagnement accru des chercheurs afin de répondre à leurs questionnements liés aux situations concrètes de terrain.

Pour mettre en œuvre une telle coopération entre les gestionnaires et les chercheurs, l'établissement d'un dialogue permanent entre ces deux communautés est indispensable. Ce dialogue devrait permettre d'une part aux acteurs de terrain de prendre plus complètement connaissance des mécanismes qui régissent ces interactions, de mieux identifier et de préciser leurs attentes vis-à-vis de la recherche pour répondre à leurs objectifs, et d'autre part aux chercheurs d'être en partie orientés pour repositionner certains de leurs travaux et décliner leurs outils à une échelle plus directement utile pour la gestion. La définition des contours des projets de recherche en lien avec les gestionnaires permettrait ainsi de mieux connecter les réflexions aux enjeux de terrain en passant par exemple par des expérimentations dans des espaces gérés et des suivis sur le long terme. Un partage plus fréquent de tels projets à l'interface de la recherche et de la gestion (recherche-action) permettrait ensuite de réajuster les attentes et les objectifs pour affiner encore les démarches dans le cadre de cette gestion adaptative déjà largement recommandée pour limiter les invasions biologiques.

Ainsi la prise en compte des changements climatiques dans la gestion des EEE n'en implique pas la remise en cause mais offre au contraire une opportunité d'améliorer les actions déjà appliquées et d'en développer de nouvelles adaptées aux enjeux et défis à venir.

Une collaboration affichée entre les chercheurs et les gestionnaires en vue d'intégrer les enjeux liés aux synergies entre les changements climatiques et les invasions biologiques pourrait contribuer à une intégration des politiques publiques portant sur ces deux problématiques encore trop considérées séparément. Un enrichissement respectif permettrait de répondre efficacement à des objectifs communs. En s'appuyant sur des politiques publiques mieux intégrées, réduisant incompatibilités et conséquences inattendues d'applications trop sectorielles, les stratégies déployées permettraient d'optimiser les efforts des acteurs mobilisés sur le terrain, les financements alloués à la gestion et l'efficacité des mesures mises en œuvre.

Bien que cet éclairage scientifique mette en lumière les connaissances acquises sur les interactions entre les changements climatiques et les EEE, ces deux pressions restent évidemment indissociables des autres changements globaux. Les modifications profondes des communautés de flore et de faune sous l'effet des modifications du climat et des introductions d'espèces soulèvent toujours de nombreuses questions quant aux possibilités de rétablissement ou d'évolution des communautés indigènes. Plus globalement, en considérant simultanément les flux d'introductions d'espèces et les disparitions d'espèces indigènes, les acteurs confrontés aux invasions biologiques s'interrogent de plus en plus sur les évolutions possibles vers des « néo-écosystèmes », concept se référant à des assemblages inédits d'espèces assurant un fonctionnement écologique. Assemblages hybrides d'espèces indigènes résilientes et d'espèces exotiques « naturalisées », ces « néo-écosystèmes » pourraient donc, en théorie, présenter des fonctionnements écologiques proches de ceux des milieux d'origine, avec par exemple des rôles joués par les espèces exotiques en remplacement d'espèces indigènes disparues.

Cependant, les insuffisances actuelles en matière de prévision des intensités de la pression exercée par les changements climatiques sur les écosystèmes, qu'ils soient « néo » ou non, incitent à poursuivre et renforcer les stratégies de prévention et de réactions rapides face aux EEE dans le contexte des changements climatiques déjà en cours.



RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES



1. IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 p.
2. Beny, F., Canas, S., Chavanne, M., Deutsch, D., Persoz, L., Tuel, A. (2021). Synthèse du rapport AR6 du GIEC publié le 09/08/2021. Synthèse vulgarisée du résumé aux décideurs du groupe de travail I de l'AR6. The Shifters. 11 p.
3. Commission Européenne (2016). Directorate-General for Environment, Sundseth, K., Invasive alien species : a European Union response, Publications Office, 2017.
4. Pyšek, P., Lambdon, P. W., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, I., & Winter, M. (2009). Handbook of Alien Species in Europe Invading Nature. *Springer Series in Invasion Ecology*, 3, 43-61.
5. Sarat, E., Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., et Soubeyran, Y. (2015a). Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques. Connaissances pratiques et expériences de gestion. Volume 1 - connaissances pratiques. Onema. Collection Comprendre pour agir. 252 p.
6. Chan, F. T., Stanislawczyk, K., Sneekes, A. C., Dvoretzky, A., Gollasch, S., Minchin, D., ... & Bailey, S. A. (2019). Climate change opens new frontiers for marine species in the Arctic: Current trends and future invasion risks. *Global change biology*, 25(1), 25-38.
7. Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation biology*, 22(3), 521-533.
8. OFB (2020). Des poissons exotiques en cavale – Actualités. Consulté le 9 juillet 2021. <https://www.ofb.gouv.fr/actualites/des-poissons-exotiques-en-cavale>.
9. Diez, J. M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grosholz, E. D., Olden, J. D., Sorte, C. J., ... & Miller, L. P. (2012). Will extreme climatic events facilitate biological invasions?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(5), 249-257.
10. Raj, S., Kumar, A. B., Tharian, J., & Raghavan, R. (2021). Illegal and unmanaged aquaculture, unregulated fisheries and extreme climatic events combine to trigger invasions in a global biodiversity hotspot. *Biological Invasions*, 23(8), 2373-2380.
11. Van den Burg, M. P., Brisbane, J. L., & Knapp, C. R. (2020). Post-hurricane relief facilitates invasion and establishment of two invasive alien vertebrate species in the Commonwealth of Dominica, West Indies. *Biological Invasions*, 22(2), 195-203.
12. Adebayo, A. A., Briski, E., Briski, E., Kalaci, O., Hernandez, M., Ghabooli, S., ... & MacIsaac, H. J. (2011). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*) in the Great Lakes: playing with fire?. *Aquatic Invasions*, 6(1), 91.
13. Dimitriadis, C., Galanidi, M., Zenetos, A., Corsini-Foka, M., Giovos, I., Karachle, P. K., ... & Katsanevakis, S. (2020). Updating the occurrences of *Pterois miles* in the Mediterranean Sea, with considerations on thermal boundaries and future range expansion. *Mediterranean marine science*, 21(1), 62-69.
14. Ficetola, G. F., Thuiller, W., & Padoa-Schioppa, E. (2009). From introduction to the establishment of alien species: bioclimatic differences between presence and reproduction localities in the slider turtle. *Diversity and Distributions*, 15(1), 108-116.
15. Cunze, S., Leiblein, M. C., & Tackenberg, O. (2013). Range expansion of *Ambrosia artemisiifolia* in Europe is promoted by climate change. *International Scholarly Research Notices*, 2013.

16. Polaina, E., Soultan, A., Pärt, T., & Recio, M. R. (2021). The future of invasive terrestrial vertebrates in Europe under climate and land-use change. *Environmental Research Letters*, 16(4), 044004.
17. Centre de ressources EEE (2020). Une stratégie nationale de gestion relative à la Tortue de Floride (*Trachemys scripta* spp.) – Actualités. Consulté le 9 juillet 2021. <http://especes-exotiques-envahissantes.fr/une-strategie-nationale-de-gestion-relative-a-la-tortue-de-floride/>
18. Lebouvier, M., Laparie, M., Hulle, M., Marais, A., Cozic, Y., Lalouette, L., ... & Renault, D. (2011). The significance of the sub-Antarctic Kerguelen Islands for the assessment of the vulnerability of native communities to climate change, alien insect invasions and plant viruses. *Biological Invasions*, 13(5), 1195-1208.
19. Dullinger, I., Wessely, J., Bossdorf, O., Dawson, W., Essl, F., Gattringer, A., ... & Dullinger, S. (2017). Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 43-53.
20. Cao, Y., Xiao, Y. A., Zhang, S., & Hu, W. (2018). Simulated warming enhances biological invasion of *Solidago canadensis* and *Bidens frondosa* by increasing reproductive investment and altering flowering phenology pattern. *Scientific reports*, 8(1), 1-8.
21. Gillard, M., Grewell, B. J., Futrell, C. J., Deleu, C., & Thiébaud, G. (2017). Germination and seedling growth of water primroses: a cross experiment between two invaded ranges with contrasting climates. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1677.
22. Verfaillie, D., Charton, J., Schimmelpfennig, I., Stroebel, Z., Jomelli, V., Bétard, F., ... & Keddadouche, K. (2021). Evolution of the Cook Ice Cap (Kerguelen Islands) between the last centuries and 2100 ce based on cosmogenic dating and glacio-climatic modelling. *Antarctic Science*, 33(3), 301-317.
23. INEE-CNRS (2021). Disparition du plus grand glacier français d'ici 2100 aux Kerguelen – Actualités. Consulté le 9 juillet 2021. <https://www.inee.cnrs.fr/fr/cnrsinfo/disparition-du-plus-grand-glacier-francais-dici-2100-aux-kerquelen>
24. Louppe, V., Leroy, B., Herrel, A., & Veron, G. (2020). The globally invasive small Indian mongoose *Urva auropunctata* is likely to spread with climate change. *Scientific reports*, 10(1), 1-11.
25. Johnston, M. W., & Purkis, S. J. (2015). Hurricanes accelerated the Florida–Bahamas lionfish invasion. *Global change biology*, 21(6), 2249-2260.
26. Daufresne, M., Bady, P., & Fruget, J. F. (2007). Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône River. *Oecologia*, 151(3), 544-559.
27. Baret, S., Cournac, L., Thébaud, C., Edwards, P., & Strasberg, D. (2008). Effects of canopy gap size on recruitment and invasion of the non-indigenous *Rubus alceifolius* in lowland tropical rain forest on Réunion. *Journal of Tropical Ecology*, 24(3), 337-345.
28. Paudel, S., & Battaglia, L. L. (2021). Linking responses of native and invasive plants to hurricane disturbances: implications for coastal plant community structure. *Plant Ecology*, 222(2), 133-148.
29. Hernández-Delgado, E. A., Toledo-Hernández, C., Ruíz-Díaz, C. P., Gómez-Andújar, N., Medina-Muñiz, J. L., Canals-Silander, M. F., & Suleimán-Ramos, S. E. (2020). Hurricane impacts and the resilience of the invasive sea vine, *Halophila stipulacea*: A case study from Puerto Rico. *Estuaries and Coasts*, 43(5), 1263-1283.
30. Steiner, S. C., Macfarlane, K. J., Price, L. M., & Willette, D. A. (2010). The distribution of seagrasses in Dominica, Lesser Antilles. *Revista de Biología Tropical*, 58, 89-98.
31. Nunes, L. J., Raposo, M. A., Meireles, C. I., Pinto Gomes, C. J., Ribeiro, N., & Almeida, M. C. (2020). Fire as a selection agent for the dissemination of invasive species: Case study on the evolution of forest coverage. *Environments*, 7(8), 57.
32. Riveiro, S. F., Cruz, Ó., Casal, M., & Reyes, O. (2020). Fire and seed maturity drive the viability, dormancy, and germination of two invasive species: *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. and *Acacia mearnsii* De Wild. *Annals of Forest Science*, 77(2), 1-10.

33. Ibrahim, M. H., Sukri, R. S., Tennakoon, K. U., Le, Q. V., & Metali, F. (2021). Photosynthetic responses of invasive *Acacia mangium* and co-existing native heath forest species to elevated temperature and CO₂ concentrations. *Journal of Sustainable Forestry*, 40(6), 573-593.
34. Bellard, C., Thuiller, W., Leroy, B., Genovesi, P., Bakkenes, M., & Courchamp, F. (2013). Will climate change promote future invasions?. *Global change biology*, 19(12), 3740-3748.
35. Ihlow, F., Courant, J., Secondi, J., Herrel, A., Rebelo, R., Measey, G. J., ... & Rödder, D. (2016). Impacts of climate change on the global invasion potential of the African clawed frog *Xenopus laevis*. *PLoS one*, 11(6), e0154869.
36. Larrue, S., Meyer, J. Y., Fumanal, B., Daehler, C., Chadeyron, J., Flores, M., & Mazal, L. (2021). Seed Rain, Dispersal Distance, and Germination of the Invasive Tree *Spathodea campanulata* on the Island of Tahiti, French Polynesia (South Pacific). *Pacific Science*.
37. Bello-Rodríguez, V., Mateo, R. G., Pellissier, L., Cubas, J., Cooke, B., & González-Mancebo, J. M. (2021). Forecast increase in invasive rabbit spread into ecosystems of an oceanic island (Tenerife) under climate change. *Ecological Applications*, 31(1), e02206.
38. Xie, G. Y., Olson, D. H., & Blaustein, A. R. (2016). Projecting the global distribution of the emerging amphibian fungal pathogen, *Batrachochytrium dendrobatidis*, based on IPCC climate futures. *PLoS one*, 11(8), e0160746.
39. Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). 100 Espèces Exotiques Envahissantes parmi les plus néfastes au monde. Une sélection de la Global Invasive Species Database. *La Commission de la Sauvegarde des Espèces (CSE), Invasive Species Specialist Group, Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN), Gland, Switzerland*.
40. Bellard, C., Jeschke, J. M., Leroy, B., & Mace, G. M. (2018). Insights from modeling studies on how climate change affects invasive alien species geography. *Ecology and evolution*, 8(11), 5688-5700.
41. Desprez-Loustau, M. L., Robin, C., Reynaud, G., Déqué, M., Badeau, V., Piou, D., ... & Marçais, B. (2007). Simulating the effects of a climate-change scenario on the geographical range and activity of forest-pathogenic fungi. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 29(2), 101-120.
42. Grosdidier, M., Ios, R., & Marçais, B. (2018). Do higher summer temperatures restrict the dissemination of *Hymenoscyphus fraxineus* in France?. *Forest Pathology*, 48(4), e12426.
43. Merow, C., Bois, S. T., Allen, J. M., Xie, Y., & Silander, J. A. (2017). Climate change both facilitates and inhibits invasive plant ranges in New England. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(16), E3276-E3284.
44. Bertelsmeier, C., & Courchamp, F. (2014). Future ant invasions in France. *Environmental conservation*, 41(2), 217-228.
45. Camenen, E., Porté, A. J., & Benito Garzón, M. (2016). American trees shift their niches when invading Western Europe: evaluating invasion risks in a changing climate. *Ecology and Evolution*, 6(20), 7263-7275.
46. Erfmeier, A., Böhnke, M., & Bruelheide, H. (2011). Secondary invasion of *Acer negundo*: the role of phenotypic responses versus local adaptation. *Biological Invasions*, 13(7), 1599-1614.
47. Thiébaud, G., Tarayre, M., Jambon, O., Le Bris, N., Colinet, H., & Renault, D. (2021). Variation of thermal plasticity for functional traits between populations of an invasive aquatic plant from two climatic regions. *Hydrobiologia*, 848(9), 2077-2091.
48. Rödder, D., Ihlow, F., Courant, J., Secondi, J., Herrel, A., Rebelo, R., ... & Backeljau, T. (2017). Global realized niche divergence in the African clawed frog *Xenopus laevis*. *Ecology and Evolution*, 7(11), 4044-4058.
49. Nguyen, H. M., Yadav, N. S., Barak, S., Lima, F. P., Sapir, Y., & Winters, G. (2020). Responses of invasive and native populations of the seagrass *Halophila stipulacea* to simulated climate change. *Frontiers in Marine Science*, 812.

50. Gonzalez-Munoz, N., Bellard, C., Leclerc, C., Meyer, J. Y., & Courchamp, F. (2015). Assessing current and future risks of invasion by the “green cancer” *Miconia calvescens*. *Biological invasions*, 17(11), 3337-3350.
51. Storkey, J., Stratonovitch, P., Chapman, D. S., Vidotto, F., & Semenov, M. A. (2014). A process-based approach to predicting the effect of climate change on the distribution of an invasive allergenic plant in Europe. *PLoS one*, 9(2), e88156.
52. Hamaoui-Laguel, L., Vautard, R., Liu, L. I., Solmon, F., Viovy, N., Khvorostyanov, D., ... & Epstein, M. M. (2015). Effects of climate change and seed dispersal on airborne ragweed pollen loads in Europe. *Nature Climate Change*, 5(8), 766-771.
53. Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A. C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., ... & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571-576.
54. Ryan, S. J., Carlson, C. J., Mordecai, E. A., & Johnson, L. R. (2019). Global expansion and redistribution of Aedes-borne virus transmission risk with climate change. *PLoS neglected tropical diseases*, 13(3), e0007213.
55. Caminade, C., Kovats, S., Rocklov, J., Tompkins, A. M., Morse, A. P., Colón-González, F. J., ... & Lloyd, S. J. (2014). Impact of climate change on global malaria distribution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), 3286-3291.
56. Gallardo, B., & Aldridge, D. C. (2013). Evaluating the combined threat of climate change and biological invasions on endangered species. *Biological Conservation*, 160, 225-233.
57. Dainese, M., Aikio, S., Hulme, P. E., Bertolli, A., Prosser, F., & Marini, L. (2017). Human disturbance and upward expansion of plants in a warming climate. *Nature Climate Change*, 7(8), 577-580.
58. Gargominy, O. (2008). Beyond the alien invasion: a recently discovered radiation of Nesopupinae (Gastropoda: Pulmonata: Vertiginidae) from the summits of Tahiti (Society Islands, French Polynesia). *Journal of Conchology*, 39(5), 517-536.
59. Albano, P. G., Steger, J., Bošnjak, M., Dunne, B., Guifarro, Z., Turapova, E., ... & Zuschin, M. (2021). Native biodiversity collapse in the eastern Mediterranean. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1942), 20202469.
60. Occhipinti-Ambrogi, A. (2007). Global change and marine communities: alien species and climate change. *Marine pollution bulletin*, 55(7-9), 342-352.
61. Dutartre, A., & Suffran, Y. (2010). Changement climatique et invasions biologiques. Rapport Onema / Cemagref, 54 p. http://www.especes-exotiques-envahissantes.fr/wp-content/uploads/2013/01/110211_ONEMA_CEMAGREF_ACTION_6_CHANGEMENT_CLIMATIQUE.pdf
62. Giejsztowt, J., Classen, A. T., & Deslippe, J. R. (2020). Climate change and invasion may synergistically affect native plant reproduction. *Ecology*, 101(1), e02913.
63. You, W., Yu, D., Xie, D., & Yu, L. (2013). Overwintering survival and regrowth of the invasive plant *Eichhornia crassipes* are enhanced by experimental warming in winter. *Aquatic Biology*, 19(1), 45-53.
64. Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., & Dukes, J. S. (2008). Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation biology*, 22(3), 534-543.
65. Rodríguez Valido, C. A., Johnson, M. F., Dugdale, S. J., Cutts, V., Fell, H. G., Higgins, E. A., ... & Algar, A. C. (2021). Thermal sensitivity of feeding and burrowing activity of an invasive crayfish in UK waters. *Ecohydrology*, 14(1), e2258.
66. Cuthbert, R. N., & Briski, E. (2021). Temperature, not salinity, drives impact of an emerging invasive species. *Science of the Total Environment*, 780, 146640.
67. Schoener, T. W., Spiller, D. A., & Losos, J. B. (2001). Predators increase the risk of catastrophic extinction of prey populations. *Nature*, 412(6843), 183-186.

68. UICN Comité français (2015). Guide pratique pour la détection précoce et la réaction rapide face aux espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outremer. Principes généraux, lignes directrices et options de mise en œuvre. Paris, France. 76 p.
69. Barbet-Massin, M., Rome, Q., Villemant, C., & Courchamp, F. (2018). Can species distribution models really predict the expansion of invasive species?. *PLoS one*, 13(3), e0193085.
70. Chefaoui, R. M., Serebryakova, A., Engelen, A. H., Viard, F., & Serrão, E. A. (2019). Integrating reproductive phenology in ecological niche models changed the predicted future ranges of a marine invader. *Diversity and Distributions*, 25(5), 688-700.
71. Beaury, E. M., Fusco, E. J., Jackson, M. R., Laginhas, B. B., Morelli, T. L., Allen, J. M., ... & Bradley, B. A. (2020). Incorporating climate change into invasive species management: insights from managers. *Biological Invasions*, 22(2), 233-252.
72. Sun, Y., Ding, J., Siemann, E., & Keller, S. R. (2020). Biocontrol of invasive weeds under climate change: progress, challenges and management implications. *Current Opinion in Insect Science*, 38, 72-78.
73. Chapuis, J. L., Frenot, Y., & Lebouvier, M. (2004). Recovery of native plant communities after eradication of rabbits from the subantarctic Kerguelen Islands, and influence of climate change. *Biological Conservation*, 117(2), 167-179.
74. Bradley, B. A., Oppenheimer, M., & Wilcove, D. S. (2009). Climate change and plant invasions: restoration opportunities ahead?. *Global Change Biology*, 15(6), 1511-1521.
75. Gallardo, B., Aldridge, D. C., González-Moreno, P., Pergl, J., Pizarro, M., Pyšek, P., ... & Vilà, M. (2017). Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Global change biology*, 23(12), 5331-5343.
76. Vicente, J. R., Fernandes, R. F., Randin, C. F., Broennimann, O., Gonçalves, J., Marcos, B., ... & Honrado, J. P. (2013). Will climate change drive alien invasive plants into areas of high protection value? An improved model-based regional assessment to prioritise the management of invasions. *Journal of environmental management*, 131, 185-195.
77. Iacarella, J. C., Lyons, D. A., Burke, L., Davidson, I. C., Therriault, T. W., Dunham, A., & DiBacco, C. (2020). Climate change and vessel traffic create networks of invasion in marine protected areas. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1793-1805.
78. Dutartre, A. M. (2014). La mise en œuvre de la Trame verte et bleue: un vecteur supplémentaire de dispersion des espèces invasives?. *Sciences Eaux Territoires*, (2), 58-63.
79. Rahel, F. J., Bierwagen, B., & Taniguchi, Y. (2008). Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 551-561.
80. Kerr, J. R., Vowles, A. S., Crabb, M. C., & Kemp, P. S. (2021). Selective fish passage: restoring habitat connectivity without facilitating the spread of a non-native species. *Journal of Environmental Management*, 279, 110908.
81. Dafforn, K. A. (2017). Eco-engineering and management strategies for marine infrastructure to reduce establishment and dispersal of non-indigenous species. *Management of Biological Invasions*, 8(2), 153.
82. Société botanique de France. (2021). L'introduction d'essences exotiques en forêt. Livre blanc. 74 p. <https://societebotaniquedefrance.fr/>
83. Fenouillas, P. (2021). *Identification des enjeux de conservation et priorisation des actions de lutte contre les espèces exotiques envahissantes à La Réunion* (Doctoral dissertation, Université de la Réunion).

ECLAIRAGE SCIENTIFIQUE

Les changements climatiques et les espèces exotiques envahissantes figurent parmi les principales pressions qui s'exercent sur la biodiversité à l'échelle mondiale et ces deux phénomènes connaissent une accélération sans précédent, en lien avec l'intensification des activités humaines et la mondialisation des échanges.

Bien que les liens entre ces deux pressions fassent déjà l'objet de travaux de recherche, ils restent complexes, difficiles à identifier et à anticiper. Dans ce contexte, et pour répondre à ce besoin de synthèse et de transfert de connaissances, le Centre de ressources sur les espèces exotiques envahissantes et le Réseau espèces exotiques envahissantes outre-mer ont mobilisé leurs réseaux d'experts pour proposer un éclairage scientifique sur les effets des changements climatiques sur les EEE et leurs conséquences sur la prévention et la gestion.

Destinée à l'ensemble des parties prenantes confrontées aux invasions biologiques, et plus particulièrement aux gestionnaires d'espaces naturels et aux décideurs, cette publication, richement illustrée par de nombreux cas d'étude pris en métropole, en outre-mer et parfois à l'international, aborde cinq questions principales : 1) Comment les changements climatiques interviennent-ils au cours du processus d'invasion ? 2) Les événements climatiques extrêmes générés par les changements climatiques facilitent-ils les invasions biologiques ? 3) Les changements climatiques peuvent-ils faciliter une population d'EEE et en freiner une autre ? 4) Les changements climatiques peuvent-ils intensifier les impacts des EEE ? 5) Comment engager la gestion des EEE dans un contexte de changements climatiques ?



www.uicn.fr



www.ofb.gouv.fr



www.especes-exotiques-envahissantes.fr



www.especes-envahissantes-outremer.fr