



Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY 4.0). La citation comme l'utilisation de tout ou partie du contenu de cet article doit obligatoirement mentionner les auteurs, l'année de publication, le titre, le nom de la revue, le volume, le numéro de l'article et le DOI.

Les espèces exotiques dans les lacs français métropolitains

Victor FROSSARD^{1,6}, Stéphan JACQUET^{1,6}, Cécile CHARDON^{1,6}, Isabelle DOMAIZON^{1,6}, Julien DUBLON^{2,6}, Jean GUILLARD^{1,6}, Alexandre LEVALLOIS^{1,6}, Clément RAUTUREAU^{1,6}, Jean-Claude RAYMOND^{3,6}, Hervé ROGISSART^{1,6}, Chloé VAGNON^{1,4}, Marine VAUTIER^{1,6}, Vincent BERTRIN^{5,6}

¹ Université Savoie Mont Blanc, INRAE, CARRTEL, 75 bis avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, France.

² INRAE, Aix Marseille Université, RECOVER, 13182, Aix-en-Provence, France.

³ OFB, USML, 13 Quai de Rives, 74200 Thonon-les-Bains, France.

⁴ FRB-CESAB, 5 rue de l'École de médecine, 34000 Montpellier, France.

⁵ INRAE, EABX, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas-Gazinet, France.

⁶ Pôle R&D ECLA, France.

Correspondance : Victor FROSSARD, victor.frossard@univ-smb.fr

Les invasions biologiques constituent l'un des principaux moteurs des transformations écologiques observées dans les lacs français. L'évaluation de leurs impacts repose sur l'analyse intégrée des dynamiques de populations, des interactions biotiques et des modifications des fonctions écosystémiques. Leur gestion nécessite la mise en œuvre de stratégies adaptatives fondées sur la surveillance, la prévention et le contrôle ciblé des populations exotiques. Ces enjeux, situés à l'interface entre sciences écologiques et pratiques de gestion, peuvent conduire à reconsidérer le rôle des espèces introduites dans un contexte de changements environnementaux rapides.

Introduction

Les écosystèmes lacustres sont soumis à un ensemble de pressions anthropiques qui peuvent affecter la biodiversité qui les caractérise et, de ce fait, altérer les services socio-économiques qu'ils soutiennent (Reid *et al.*, 2019). Parmi ces différentes pressions anthropiques, les invasions biologiques sont considérées comme l'une des forces majeures (Jaureguiberry *et al.*, 2022), agissant à différents niveaux d'organisation biologique, des gènes *via* l'hybridation jusqu'à la structuration des peuplements lacustres. Dans cet article, nous précisons tout d'abord la sémantique associée aux invasions biologiques avant de présenter les investigations menées par les auteurs qui travaillent à mieux connaître l'écologie des espèces exotiques dans les lacs français et à tenter d'identifier leurs impacts. Ces informations constituent des prérequis importants pour envisager une gestion adaptative des nouvelles espèces dans les écosystèmes lacustres français.

Espèce invasive : une question de définition

Camus écrivait que « mal nommer les choses, c'est contribuer au malheur du monde ». Cette réflexion prend tout son sens lorsqu'on aborde le phénomène des invasions biologiques, dans les écosystèmes et les lacs en particulier, dont la terminologie reflète la diversité des perceptions culturelles des relations entre l'Homme et la Nature (Soto *et al.*, 2024). Les termes « exotique », « non native », « non indigène », « allochtone » désignent une espèce introduite par l'Homme, intentionnellement ou non, dans une région ou un lac où elle n'était pas présente naturellement, modifiant ainsi son aire de répartition naturelle. Dans de plus rares cas, une espèce peut ne pas avoir d'aire géographique naturelle clairement identifiée (espèce marine par exemple, Golani *et al.*, 2021), elle est alors qualifiée de cryptogénique. Dans cet article dédié aux écosystèmes lacustres, nous utiliserons le terme d'« espèce exotique » pour désigner toute espèce établie dans les lacs français métropolitains et

étant hors de son aire de répartition naturelle. Parmi celles qui parviennent à s'implanter, seules certaines deviennent invasives ou envahissantes. Dans ce cas de figure, ces espèces prolifèrent et induisent des changements significatifs dans la composition, la structure et les fonctionnalités des écosystèmes lacustres (Lévêque et Beisel, 2010). Ces espèces peuvent occasionner des pertes économiques significatives, générer des coûts de gestion conséquents, et avoir des effets négatifs sur le bien-être animal (dont l'Homme) et la santé publique (Diagne *et al.*, 2021 ; Haubrock *et al.*, 2022 ; Goulletquer, 2024).

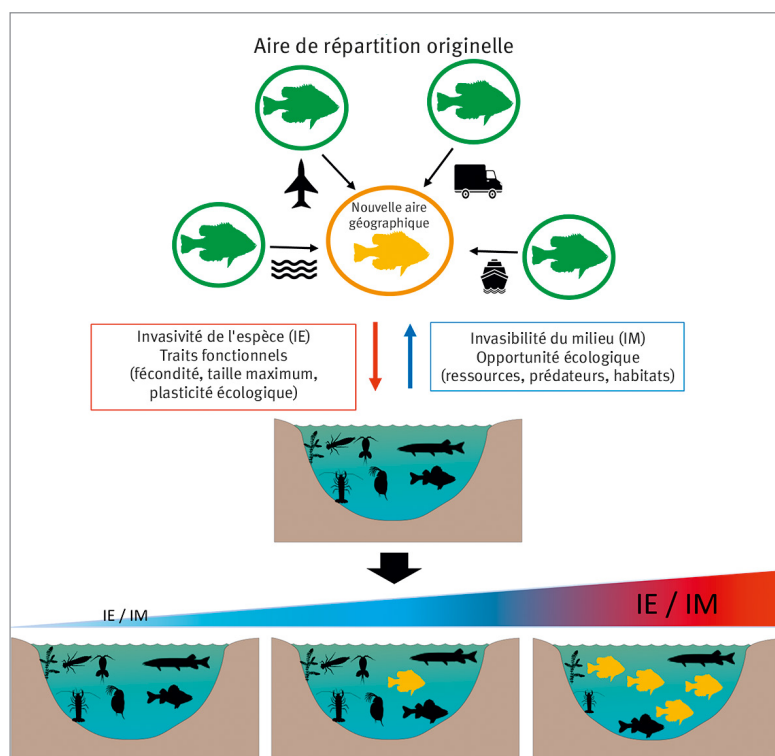
Voies d'introduction et établissement des espèces exotiques en lacs

La dispersion à longue distance des espèces exotiques pouvant s'implanter dans les lacs est principalement soutenue par les vecteurs de déplacement liés aux échanges commerciaux internationaux (fret fluvial, maritime, routier, aérien). Ces vecteurs permettent le transport intentionnel (e.g. végétaux aquatiques pour l'aquariophilie) ou non intentionnel (présence dans les ballasts des bateaux par exemple) d'espèces exotiques pouvant devenir invasives (Zieritz *et al.*, 2017). L'intensification de ces échanges au cours des dernières décennies favorise la

dispersion et l'arrivée d'espèces exotiques dans de nouveaux écosystèmes (Bonnamour *et al.*, 2021) (figure 1). Complémentairement, l'ouverture de nouvelles voies fluviales, par la création de canaux connectant des bassins hydrographiques indépendants (par exemple Rhône-Rhin-Danube), a aussi permis une dispersion autonome des espèces exotiques dans différents lacs français (Rogissart *et al.*, 2025).

Lors de l'arrivée d'une nouvelle espèce dans un écosystème lacustre, son devenir dépend à la fois de ses caractéristiques physiologiques et écologiques propres, mais également des caractéristiques de l'écosystème hôte. Le succès d'implantation peut ainsi varier considérablement d'un lac à l'autre, pour une même espèce (figure 1). D'une part, les caractéristiques morpho-écologiques d'une espèce, aussi appelées traits fonctionnels, déterminent son degré d'invasivité (IE pour invasivité de l'espèce). Par exemple, il a été identifié que plus la fécondité et la taille d'une espèce sont importantes, plus cette espèce aura un potentiel invasif marqué (Su *et al.*, 2023). La plasticité environnementale (capacité d'un organisme à ajuster son phénotype en réponse à de nouvelles conditions environnementales) et comportementale (capacité à modifier son comportement en fonction du milieu) constituent également des atouts importants pour l'implantation dans de nouveaux écosystèmes lacustres. D'autre part, l'invasibilité de l'écosystème lacustre colonisé, c'est-à-dire sa propension à être envahi par une espèce exotique, est déterminée par les opportunités écologiques que l'espèce introduite va trouver dans le lac nouvellement colonisé (IM pour invasibilité du milieu). Ces opportunités écologiques se caractérisent par la possibilité d'exploiter des ressources ou des habitats peu ou pas utilisés par les espèces natives, ainsi que par une vulnérabilité limitée vis-à-vis des prédateurs ou consommateurs présents, voire totalement absents, dans l'écosystème lacustre hôte. L'invasibilité d'un écosystème lacustre pour une espèce exotique est ainsi d'autant plus forte plus la distance fonctionnelle (différence entre traits fonctionnels) entre cette espèce et les espèces indigènes est importante limitant ainsi le chevauchement de niches écologiques (Azzurro *et al.*, 2014). De plus, des distances fonctionnelles importantes entre les espèces natives d'une même communauté peuvent favoriser l'invasibilité d'un lac en laissant des espaces de niches écologiques inoccupés susceptibles d'être exploités par des espèces exotiques (Su *et al.*, 2023). Plus l'écosystème hôte présente une biodiversité altérée (du fait des multiples pressions qu'il subit), plus il peut offrir des opportunités aux espèces exotiques de s'implanter avec succès.

Figure 1 – Les voies d'introduction des espèces exotiques en lacs sont associées à tous les types de transport « longue distance » utilisés par l'Homme dont découlent des introductions intentionnelles et non intentionnelles. Quand l'espèce exotique colonise un nouveau lac, son établissement à long terme est déterminé à la fois par ses caractéristiques écologiques (traits fonctionnels, IE) et la biodiversité lacustre (opportunités écologiques, IM). En fonction de ces deux critères découle un ensemble de scénarios allant de l'échec d'implantation de l'espèce exotique (faibles IE et IM) à un fort développement de l'espèce occasionnant des impacts écologiques majeurs. Dans ce cas, l'espèce est considérée comme invasive (forts IE et IM).



Quelles espèces invasives dans les lacs français ?

D'après la base de données sur les espèces introduites en Europe (DAISIE) et différentes études sur lesquelles nous pouvons nous appuyer (Noël, 2002 ; Beisel *et al.*, 2017 ; Zieritz *et al.*, 2017), plusieurs centaines d'espèces exotiques sont actuellement recensées dans les eaux douces de France métropolitaine, et la plupart d'entre elles sont aussi présentes dans les lacs. Le rythme de recensement de ces espèces augmente exponentiellement au cours du temps, rendant difficile l'estimation précise de leur

nombre (Beisel *et al.*, 2017). Ces espèces exotiques appartiennent à divers groupes biologiques, mais relativement peu d'entre elles manifestent un caractère invasif soit parce que leurs densités restent faibles, soit en raison d'un manque de données quantifiant leur développement et leurs impacts sur le milieu aquatique. En recoupant un ensemble de ressources bibliographiques (Centre de ressources sur les espèces exotiques envahissantes, Inventaire national du patrimoine naturel, Office français de la biodiversité), une trentaine d'espèces exotiques (treize invertébrés, onze plantes et sept poissons) présentes dans les lacs français (au moins une occurrence) peuvent être considérées comme invasives du fait de leurs impacts avérés sur le fonctionnement et la biodiversité lacustre (tableau 1). Toutefois, toutes ces

espèces ne sont pas présentes dans tous les lacs, et des inventaires spécifiques restent à réaliser pour estimer leurs taux de présence et leurs évolutions temporelles à l'échelle nationale.

Écologie des espèces exotiques dans les lacs envahis

L'écologie des espèces exotiques est généralement bien connue dans leur zone géographique d'origine, mais doit souvent être réévaluée lorsqu'elles colonisent de nouveaux milieux. Dans les écosystèmes envahis, ces espèces manifestent fréquemment des stratégies d'utilisation des ressources et des comportements différents de ceux observés dans leur habitat d'origine, en raison

Tableau 1 – Inventaire des espèces exotiques présentant un caractère invasif dans les lacs français métropolitains.

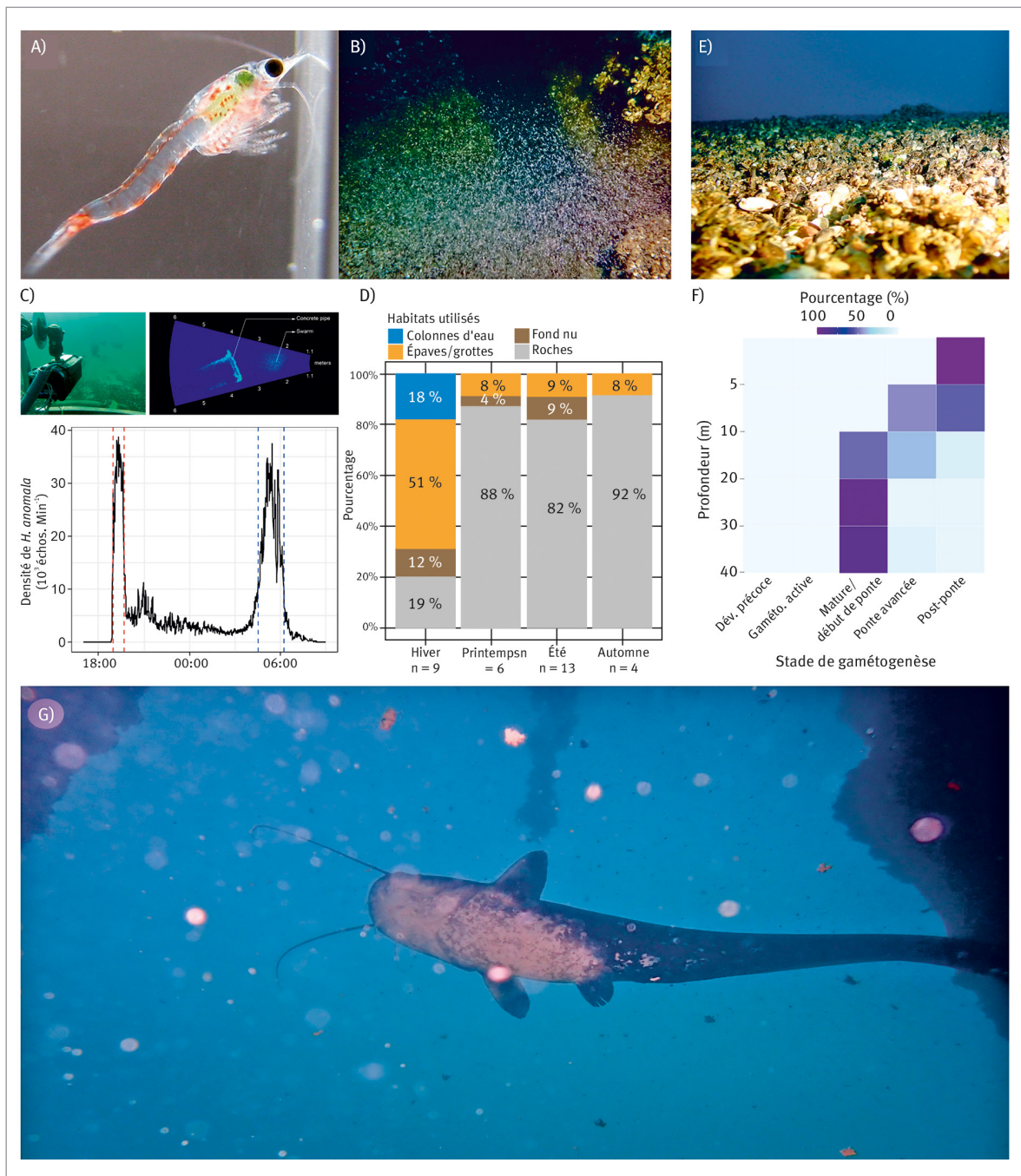
Noms scientifiques	Noms vernaculaires	Groupes biologiques
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Crevette tueuse	Invertébré (crustacé)
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	–	Invertébré (crustacé)
<i>Eriocheir sinensis</i>	Crabe chinois	Invertébré (Crustacé)
<i>Procambarus virginalis</i>	Écrevisse marbrée	Invertébré (Crustacé)
<i>Procambarus clarkii</i>	Écrevisse de Louisiane	Invertébré (Crustacé)
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Écrevisse signal	Invertébré (Crustacé)
<i>Faxonius rusticus</i>	Écrevisse rustique	Invertébré (Crustacé)
<i>Orconectes limosus</i>	Écrevisse américaine	Invertébré (Crustacé)
<i>Orconectes virilis</i>	Écrevisse à pinces bleues	Invertébré (Crustacé)
<i>Hemimysis anomala</i>	Crevette rouge sang	Invertébré (Crustacé)
<i>Dreissena polymorpha</i>	Moule zébrée	Invertébré (Mollusque)
<i>Dreissena rostriformis bugensis</i>	Moule quagga	Invertébré (Mollusque)
<i>Limnoperna fortunei</i>	Moule pygmée	Invertébré (Mollusque)
<i>Corbicula fluminea</i>	Palourde asiatique	Invertébré (Mollusque)
<i>Sinanodonta woodiana</i>	Moule d'eau douce chinoise	Invertébré (Mollusque)
<i>Cabomba caroliniana</i>	Éventail de Caroline	Plante aquatique
<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinthe d'eau	Plante aquatique
<i>Lagarosiphon major</i>	Lagarosiphon	Plante aquatique
<i>Egeria densa</i>	Élodée dense	Plante aquatique
<i>Elodea nuttallii</i>	Élodée de Nuttall	Plante aquatique
<i>Ludwigia grandiflora/peplodes</i>	Jussies à grandes fleurs, Jussie flottante	Plante aquatique
<i>Azolla filiculoides</i>	Azolla rouge	Plante aquatique
<i>Myriophyllum aquaticum/heterophyllum</i>	Myriophylle du Brésil, Myriophylle hétérophylle	Plante aquatique
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i>	Faux hygrophile	Plante aquatique
<i>Crassula helmsii</i>	Crassule de Helms	Plante aquatique
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Hydrocotyle fausse-renoncule	Plante aquatique
<i>Gambusia holbrooki/affinis</i>	Gambusie	Poisson
<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora	Poisson
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perche-soleil	Poisson
<i>Percottus glenii</i>	Goujon de l'Amour	Poisson
<i>Neogobius melanostomus</i>	Gobie à tache noire	Poisson
<i>Carassius gibelio</i>	Carassin	Poisson
<i>Ameiurus melas</i>	Poisson-chat	Poisson

des nouvelles conditions environnementales et écologiques rencontrées (par exemple, proies ou biotopes disponibles). La caractérisation précise de l'écologie des espèces exotiques dans les milieux colonisés constitue ainsi un prérequis indispensable pour évaluer les impacts potentiels de ces dernières sur les écosystèmes lacustres, et chaque lac a ses spécificités fonctionnelles. Ainsi, diverses recherches sont menées au sein du Pôle R&D ECLA (Pôle Recherche & Développement Écosystèmes Lacustres)¹, en particulier autour de

trois espèces exotiques issues du bassin Ponto-Caspien ayant récemment colonisé les grands lacs alpins (superficie > 10 km², profondeur > 50 m, statut trophique = oligo-mésotrophe). Ces espèces (voir ci-après) sont également présentes dans de nombreux autres lacs français et les résultats obtenus pour un nombre limité d'écosystèmes devraient néanmoins apporter des informations importantes pour les gestionnaires des lacs à l'échelle locale ou nationale concernant ces espèces (figure 2).

1. <https://poleecla.fr/>

Figure 2 – *Hemimysis anomala* (A) peut former des essaims géants (B) en fin d'hiver. Ses périodes d'activités, identifiées par caméra acoustique, montrent une activité nocturne contrainte par l'intensité lumineuse (C). Cette espèce change d'habitat au cours de l'année (D). La moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) peut atteindre des densités de plusieurs milliers d'individus/m² (E) et sa dynamique de reproduction varie avec la profondeur (F). Le silure glane (*Silurus glanis*) est connu pour être un poisson benthique mais dans les grands lacs alpins, il peut aussi fréquenter la zone pélagique (G). Photos : Dominique Fontvieille (A), Stéphan Jacquet (B, E), Frédéric Jacob (G)



La petite crevette rouge sang (*Hemimysis anomala*) (figure 2A) : cette espèce a été identifiée pour la première fois en France en 2003 dans le Rhône (Daufresne *et al.*, 2007). Sa dispersion semble encore limitée aux eaux calmes des fleuves, des lacs et des gravières de l'Est de la France (Rogissart *et al.*, 2025), mais son comportement nocturne limite son échantillonnage efficace dès lors que l'on utilise les méthodes traditionnelles de suivi. La connaissance précise de son aire de répartition est donc incomplète en France. Dans le Léman, nous avons pu mettre en évidence que son comportement est très variable selon les saisons. En hiver, l'espèce forme souvent des essaims géants (plusieurs centaines de m³ pour probablement plusieurs centaines de milliers d'individus) en zone sub-littorale (entre la surface et 20 m de profondeur) (Jacquet, 2023) (figure 2B). Le comportement spécifique d'un essaim hivernal a été étudié par caméra acoustique (Rogissart *et al.*, 2024), révélant des cycles d'activité marqués (figure 2C) : les petits crustacés quittent leur cache en groupe à la tombée de la nuit et y retournent aux premières heures du jour. Ces informations sur le rythme d'activité de cette espèce permettent d'évaluer à la fois la durée du nourrissage à la base de son impact en tant que prédateur mais aussi les périodes d'exposition à la prédation par les poissons. Sur l'ensemble de l'année, *H. anomala* exploite divers habitats aquatiques (figure 2D), induisant des variations spatiales et temporelles de son utilisation des ressources (microalgues et zooplancton) (Frossard et Fontvieille, 2018; Frossard *et al.*, 2023). Nos recherches ont ainsi permis de quantifier les plasticités comportementale et trophique de cette espèce conditionnant ses interférences avec les espèces natives et contribuant à son succès d'implantation dans de nombreux lacs français (Rogissart *et al.*, 2025).

La moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) : cette espèce connaît une expansion forte dans les lacs européens et d'Amérique du Nord depuis les années 1980 (Karatayev *et al.*, 2015; Haltiner *et al.*, 2022) et a été mentionnée pour la première fois en France en 2011 dans la rivière Moselle (Bij de Vaate et Beisel, 2011). Sa distribution reste, pour le moment, principalement limitée à certains écosystèmes aquatiques de l'Est de la France mais, comme pour *H. anomala*, des investigations spécifiques seraient nécessaires afin de connaître précisément sa distribution actuelle dans les écosystèmes aquatiques français et les lacs en particulier. Ce bivalve filtreur peut atteindre des densités très élevées (plusieurs milliers d'individus par m²; Beisel *et al.*, 2023), figure 2E, et il est attendu qu'une fois arrivée dans un lac où les ressources nutritives ne sont pas limitantes, sa colonisation puisse s'intensifier durant plusieurs décennies (Kraemer *et al.*, 2023). Nos recherches récentes dans le Léman ont permis de mettre en évidence que l'animal conserve un taux de croissance constant au cours de l'année et à différentes profondeurs (Reymondet *et al.*, 2025), suggérant une exploitation continue des ressources indépendamment de la température. Complémentairement, nous avons mis en évidence, dans le lac du Bourget, que sa dynamique de reproduction est dépendante de la profondeur (figure 2F). Ce résultat peut probablement s'expliquer par les gradients thermiques importants dans la colonne d'eau de ce lac profond. La connaissance du cycle de reproduction de cette espèce est une infor-

mation clé pour comprendre la production de larves planctoniques qui conditionne sa dynamique de colonisation (Zhang *et al.*, 2023). Ces informations nouvelles concernant l'écologie de cette espèce permettront de soutenir de futures recherches concernant sa dynamique de croissance et de reproduction dans un contexte de réchauffement des eaux des lacs français (Desgué-Itier *et al.*, 2022; Sharaf *et al.*, 2023).

Le silure glane (*Silurus glanis*) : ce poisson, pouvant dépasser les 2,5 m de longueur, est traditionnellement considéré comme une espèce benthique, vivant en contact direct avec le fond des fleuves ou des plans d'eau (Copp *et al.*, 2009; Cucherousset *et al.*, 2017). Il a colonisé une grande partie du réseau hydrographique français au cours des dernières décennies et est présent actuellement dans la plupart des fleuves et dans de nombreux lacs et barrages en France (Faure et Tanzilli, 2016). Dans les grands lacs alpins français, il se développe fortement depuis une décennie. Nos recherches (Vagnon *et al.*, 2022a; Vagnon *et al.*, 2022b) ont révélé que, bien que cet animal fréquente principalement les zones côtières peu profondes, certains individus se trouvent et s'alimentent également en pleine eau (habitat pélagique, figure 2G). La présence de Salmonidae emblématiques des grands lacs alpins, tels que le lavaret (*Coregonus lavaretus*) ou l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) dans le régime alimentaire de certains silures, constitue un résultat inédit en France et souligne l'importance de prendre en compte les variations inter-individuelles de comportement du silure pour estimer l'impact potentiel de cette espèce dans les milieux qu'elle colonise.

Impacts écologiques des espèces exotiques

Les impacts écologiques des espèces exotiques peuvent s'exercer à différents niveaux d'organisation biologique (Cucherousset et Olden, 2011), allant des gènes, comme l'hybridation avec des espèces parentes locales (Anneville *et al.*, 2015) jusqu'aux écosystèmes, en affectant la biodiversité ou les cycles biogéochimiques (Li *et al.*, 2021). Ces impacts résultent de diverses interactions écologiques, à la fois trophiques et non trophiques, que nous avons commencé à évaluer dans nos recherches. Par exemple, pour le cas du silure dans les grands lacs alpins et le lac du Bourget en particulier, nous pouvons distinguer ses impacts trophiques directs *via* la prédation et ses impacts trophiques indirects pouvant induire des effets en cascade, par exemple des cascades trophiques (Vagnon *et al.*, 2022d) (figure 3A). Les interactions non trophiques, quant à elles, relèvent principalement de la modification du biotope physique. Ceci a été mis en évidence en quantifiant les biomasses de macrophytes invasifs dans les lacs landais (écosystèmes peu profonds, méso-eutrophes) et leurs impacts biogéochimiques principalement liés à l'activité photosynthétique et la respiration (Ribaudou *et al.*, 2019; figure 3B, 3C). À l'abri du vent, les variations de l'oxygène dissous dans les herbiers en période estivale sont très marquées avec une sursaturation le jour, et une hypoxie la nuit pouvant même aller jusqu'à une absence d'oxygène dans ces habitats en période nocturne (anoxie). Ces variations sont plus faibles dans les zones exposées au vent, les vagues et les courants lacustres étant suffisants pour brasser régulièrement la colonne d'eau. D'autres interactions non tro-

2. IPBES :
Intergovernmental
Science-Policy
Platform on
Biodiversity and
Ecosystem Services.

phiques, plus subtiles, restent à explorer et incluent l'induction de changements de comportement des espèces résidentes ou l'introduction de parasites associés aux espèces exotiques (Bouزيد *et al.*, 2013).

L'évaluation précise des impacts des espèces exotiques dans les lacs français se heurte à deux principales difficultés. D'une part, l'effort de suivi exige des moyens humains et financiers conséquents pour quantifier de façon fiable et sur le long terme les dynamiques de(s) espèce(s) exotique(s), mais également celles des espèces natives. Il nécessite la mise en place de protocoles de suivis spatio-temporels des populations spécifiques à une fréquence généralement plus élevée que les suivis réglementaires d'évaluation de la qualité écologique globale des plans d'eau. D'autre part, les écosystèmes lacustres sont soumis à de multiples pressions anthropiques, comme le changement climatique (Desgué-Tier *et al.*, 2022 ; Sharaf *et al.*, 2023), les polluants (Lécrivain *et al.*, 2019), les altérations hydromorphologiques (Carrière *et al.*, 2024) ou la pêche (Bourinet *et al.*, 2023 ; Bourinet *et al.*, 2024), dont les effets peuvent interférer avec l'impact des espèces exotiques. Dans ce contexte, l'estimation du rôle spécifique des espèces exotiques dans les changements écologiques des lacs reste particulièrement complexe.

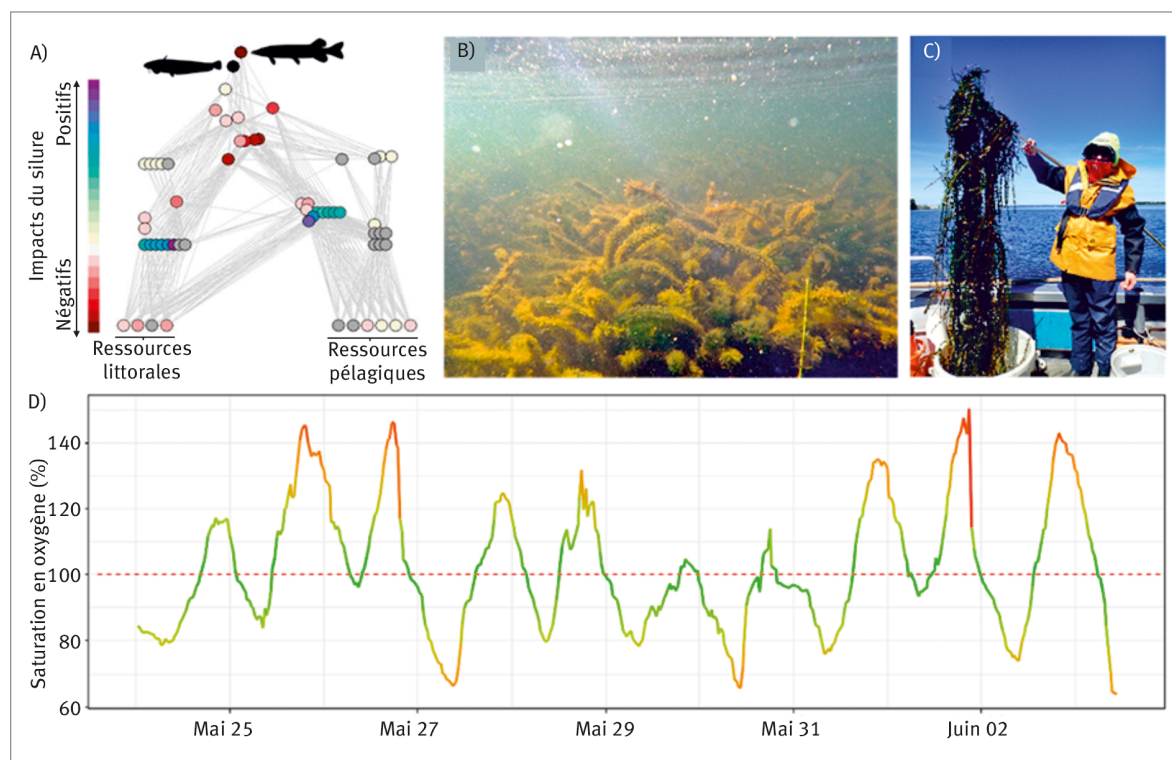
Il est également important de souligner que certaines espèces exotiques peuvent avoir des effets positifs sur la biodiversité pré-existante (Schlaepfer *et al.*, 2011). Par exemple, l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*)

favorise localement l'avifaune des zones humides du Guadalquivir (Espagne) (Tablado *et al.*, 2010), la moule quagga augmente la transparence de l'eau en la filtrant, contribuant à l'expansion des macrophytes ainsi qu'à l'aspect esthétique des lacs pour le tourisme (Burlakova *et al.*, 2023), et la crevette *H. anomala* peut constituer une proie énergétiquement attractive pour les poissons (Borcherding *et al.*, 2007 ; Rogissart *et al.*, 2025). Néanmoins, ces effets sont extrêmement réduits au regard des impacts écologiques que les espèces invasives génèrent le plus souvent sur les milieux et les organismes autochtones qu'ils abritent.

Actions de gestion

En fonction du niveau d'implantation des espèces exotiques dans les écosystèmes lacustres, une hiérarchisation des actions de gestion est recommandée par l'IPBES (2023)² (figure 4). En amont de toute intervention, autant et dès que possible, la prévention de toute introduction constitue une action essentielle que les gestionnaires de lac peuvent mettre en œuvre par des plans de communication, d'information et de sensibilisation auprès du grand public. L'objectif est d'encourager l'adoption de bonnes pratiques, telles que le nettoyage voire la désinfection des coques de bateaux lors de la fréquentation de plusieurs écosystèmes afin d'éviter la « contamination » d'un lac vers un autre. Les actions de prévention peuvent également être accompagnées par la mise en place de

Figure 3 – Exemples d'impacts trophiques et non trophiques d'espèces exotiques en lacs. Dans les grands lacs alpins, le silure glane peut avoir des impacts directs (prédation), mais aussi indirects (cascades trophiques) sur les abondances des espèces résidentes (A). Les macrophytes exotiques comme *Egeria densa* (B) dans les lacs landais peuvent recouvrir les fonds sur plusieurs centaines d'hectares, atteindre plusieurs mètres de longueur (C) et induire des impacts non trophiques sur les organismes aquatiques en changeant les biotopes physiques des zones littorales et en affectant les conditions physico-chimiques comme l'oxygénation des eaux (D). Sans activité biologique, l'oxygène dissous devrait être à 100 % de saturation (ligne rouge pointillée). Photos : Vincent Bertrin (B, C).



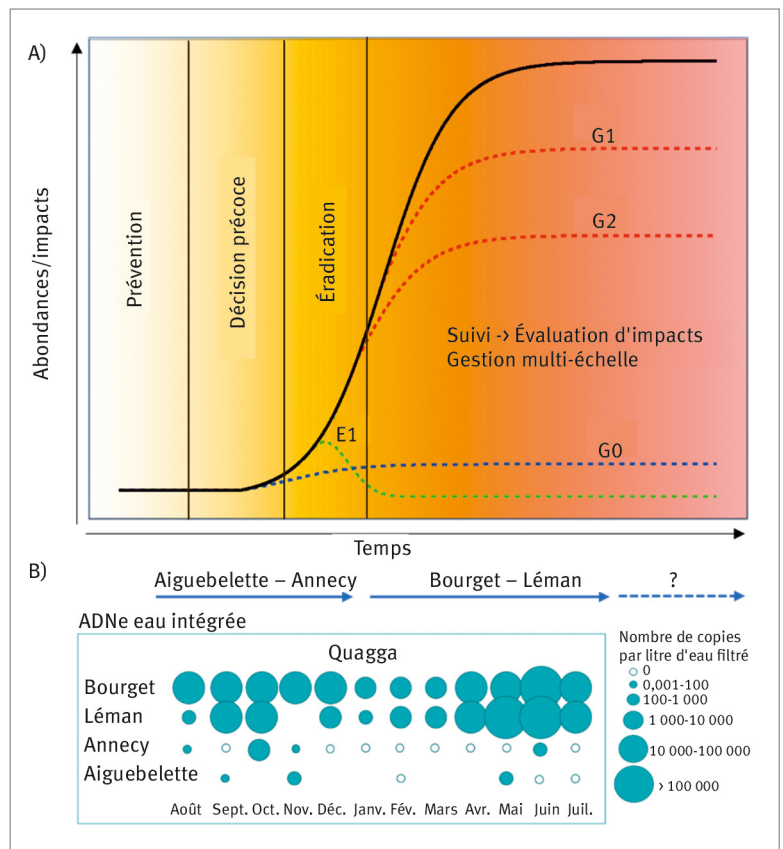
suivis de détection précoce des espèces exotiques. Par exemple, la surveillance du développement de la moule quagga dans les grands lacs alpins par le biais d’approches basées sur l’ADN environnemental nous a permis d’estimer différentes phases de colonisation (figure 4, Vautier *et al.*, 2024). Nous avons aussi développé des modèles prédictifs de la distribution potentielle d’espèces exotiques en lacs mettant en évidence l’importance des différents types de biotopes disponibles dans les plans d’eau étudiés pour le développement de ces espèces (Bertrin *et al.*, 2018; Wunderlich *et al.*, 2025). L’éradication ne peut être envisagée qu’au début de l’invasion (par exemple l’arrachage d’herbiers localisés). De nombreux retours d’expérience et protocoles spécifiques sont disponibles auprès du centre de ressources sur les espèces exotiques envahissantes (<https://especes-exotiques-envahissantes.fr/>). Cependant, il est rare que la gestion précoce du développement d’espèces exotiques en milieux aquatiques soit pleinement efficace (IPBES, 2023), et certaines d’entre elles peuvent voir leur abondance croître fortement au cours du temps. Cette abondance est rarement homogène au sein des lacs comme nous l’avons mis en évidence dans les lacs landais et généralement conditionnée par les habitats lacustres (substrat préférentiel, hydrodynamisme) (Bertrin *et al.*, 2017; Ribaudo *et al.*, 2019). Lorsque le développement d’une espèce exotique est très rapide, une gestion multi-facettes peut s’avérer nécessaire. Cette approche implique d’agir simultanément 1) sur l’espèce exotique elle-même, en vue de limiter localement son développement, 2) sur les espèces résidentes, en favorisant leur développement par la restauration de la qualité de l’eau ou de l’habitat, et 3) sur la dispersion de l’espèce vers d’autres écosystèmes (Wunderlich *et al.*, 2025). Enfin, le traitement des déchets issus des opérations de gestion, notamment les plantes, doit faire l’objet d’un soin tout particulier pour éviter toute nouvelle contamination de milieux non colonisés, mais aussi pour valoriser ces fortes quantités de biomasses extraites (Union internationale pour la conservation de la nature, 2022).

Les actions mises en place pour contrôler le développement des espèces exotiques peuvent entraîner des effets non-désirés (Kopf *et al.*, 2017), du fait des interactions directes et indirectes qu’elles établissent avec les espèces résidentes. Les mesures de gestion peuvent aussi modifier les traits démographiques de la population cible (maintien d’un taux de croissance élevé) ou ses traits écologiques, en raison des enlèvements successifs si l’éradication n’est pas totale (Závorka *et al.*, 2018; Závorka *et al.*, 2020). Par exemple, les variations de traits écologiques de l’écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) peuvent avoir un impact équivalent à celui de variations d’abondance sur la dégradation de la matière organique (Raffard *et al.*, 2017). Il est donc essentiel que les actions mises en place par les gestionnaires soient adaptées au cas par cas, en tenant compte des caractéristiques locales de la biodiversité. Les retours d’expérience ainsi que la veille scientifique et technique pour identifier les nouvelles menaces et adapter les méthodes de gestion sont enfin indispensables pour tendre vers une gestion adaptative impliquant la collaboration entre les différents acteurs concernés (gestionnaires, scientifiques, pêcheurs, plongeurs, usagers, associations).

Perspectives

L’ampleur des invasions biologiques dans les écosystèmes lacustres français suggère que toutes les espèces natives peuvent être en interactions, directement ou indirectement, avec des espèces exotiques (Vagnon *et al.*, 2022c). Compte tenu de la complexité et de la variabilité des impacts des espèces exotiques sur la biodiversité lacustre, la mise en place d’actions de gestion spécifiques selon le contexte local semble la plus adaptée pour prendre en compte les spécificités de chaque écosystème lacustre. En effet, une même espèce exotique peut avoir des effets très différents selon les lacs

Figure 4 – (A) Modalités de gestion variant en fonction du taux d’établissement d’une espèce exotique. La première étape consiste à prévenir l’arrivée de l’espèce exotique dans l’écosystème concerné par une mise en place de pratiques adéquates, de communication auprès du grand public. La prévention peut s’accompagner de la mise en place d’un suivi pour valider l’absence de l’espèce exotique ou détecter sa présence dans les stades précoces de colonisation (par ex. ADNe). En début de colonisation, le développement de l’espèce peut être faible et rester ainsi par la suite, ceci ne nécessitant donc pas d’actions de gestion (G0). Dans le cas où l’espèce exotique montre un taux de développement préoccupant, la mise en place d’un plan d’éradication peut être envisagée (E1) (e.g. moissonnage localisé). Si l’éradication échoue ou n’est pas possible, le suivi du développement de l’espèce dans l’écosystème peut être mis en place pour suivre sa dynamique (par ex. taux de recouvrement, estimations d’abondances) et ses impacts. À ce stade, des mesures de gestion concertées multi-facettes consistent à 1) limiter l’ampleur de son développement (par ex. prélèvements ciblés, G1 et G2), 2) envisager des actions de restauration ciblées sur des sites spécifiques et 3) limiter la propagation de l’espèce vers d’autres sites. (B) Les différences de signaux d’ADNe pour la moule quagga dans les grands lacs alpins montre des niveaux de colonisation très variables entre lacs suggérant des actions de gestion différentes (Vautier *et al.*, 2024). Les flèches bleues informent des modalités de gestion attendues (A) pour la moule quagga dans les 4 lacs suivis d’après leur niveau de développement actuel.



colonisés. De plus, la prise en compte trop tardive de l'expansion d'une espèce exotique, parfois accompagnée d'efforts de gestion dont l'efficacité reste toujours difficile à évaluer, ainsi que la reconnaissance d'effets positifs potentiels de certaines espèces exotiques sur certains usages fournis par les lacs aux sociétés humaines (Schlaepfer *et al.*, 2011), pourraient nous amener à repenser notre approche traditionnelle de la gestion des espèces exotiques. Ce changement de paradigme semble d'autant plus justifié dans le contexte des changements environnementaux et climatiques majeurs auxquels sont confrontés les plans d'eau en France. En effet, la biodiversité locale est-elle toujours la mieux adaptée pour faire face au réchauffement climatique attendu dans les décennies à venir ? Les espèces exotiques ne pourraient-elles pas participer à la résilience des fonctionnalités de ces écosystèmes dans un contexte d'environnements changeants ? Dans cette perspective, il devient pertinent d'aborder la question des espèces exotiques d'un point de vue fonctionnel, en évaluant leur rôle écologique et leurs contributions aux fonctions écologiques et services écosystémiques, plutôt que de statuer sur leur désirabilité sur le seul critère de leur origine géographique (Davis *et al.*, 2011). Par exemple, le développement du silure dans

les grands lacs alpins peut permettre de diversifier le nombre d'espèces ciblées par la pêche professionnelle et contribuer à limiter les risques de sur-exploitation de certaines populations à forts enjeux économiques comme le corégone (*Coregonus* spp.). Cette réflexion a aussi été développée par Burlakova *et al.* (2023) concernant les moules exotiques dont la moule quagga. En effet, ces espèces peuvent affecter positivement la transparence de l'eau qui est d'une importance majeure pour l'attractivité touristique mais aussi augmenter l'attractivité de l'habitat aquatique lorsque celui-ci est homogène et soutenir ainsi le développement d'une faune plus diversifiée. Une telle approche pourrait permettre de voir émerger une nouvelle vision, plus nuancée, pour aborder et gérer les espèces exotiques dans les écosystèmes lacustres. ■

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier la Région Auvergne Rhône-Alpes (pack ambition Recherche), la fondation Université Savoie Mont Blanc, l'Agence de l'eau Adour Garonne, la Région Nouvelle Aquitaine et les gestionnaires des lacs Léman (CIPEL), d'Annecy (SILA) et du Bourget (CISALB) pour leur soutien financier ainsi que l'infrastructure de recherche OLA – ANAEE-France pour le soutien technique à la réalisation de ces recherches.

RÉFÉRENCES

- Anneville, O., Lasne, E., Guillard, J., Eckmann, R., Stockwell, J. D., Gillet, C., & Yule, D. L. (2015). Impact of Fishing and Stocking Practices on Coregonid Diversity. *Food And Nutrition Sciences*, 06(11), 1045-1055. <https://doi.org/10.4236/fns.2015.611108>
- Azzurro, E., Tuset, V. M., Lombarte, A., Maynou, F., Simberloff, D., Rodríguez-Pérez, A., & Solé, R. V. (2014). External morphology explains the success of biological invasions. *Ecology Letters*, 17(11), 1455-1463. <https://doi.org/10.1111/ele.12351>
- Beisel, J. N., Domaizon, I., Jacquet, S., Guillard, J., Trunfio, N., Rautureau, C., Grimond, J., Rimet, F., & Vautier, M. (2023). *Mise au point d'un protocole de quantification (sur la base d'une comparaison de méthodes) des populations de dreissènes (Dreissena polymorpha et Dreissena rostriformis bugensis) au sein du Léman et premières évaluations in situ*. Rapport final INRAE.
- Beisel, J. N., Peltre, M. C., Kaldonski, N., Hermann, A., & Muller, S. (2017). Spatiotemporal trends for exotic species in French freshwater ecosystems : where are we now ? *Hydrobiologia*, 785(1), 293-305. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2933-1>
- Bertrin, V., Boutry, S., Alard, D., Haury, J., Jan, G., Moreira, S., & Ribaud, C. (2018). Prediction of macrophyte distribution: The role of natural versus anthropogenic physical disturbances. *Applied Vegetation Science*, 21(3), 395-410. <https://doi.org/10.1111/avsc.12378>
- Bertrin, V., Boutry, S., Jan, G., Ducasse, G., Grigoletto, F., & Ribaud, C. (2017). Effects of wind-induced sediment resuspension on distribution and morphological traits of aquatic weeds in shallow lakes. *Journal Of Limnology*, 76(s1). <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1678>
- Bij de Vaate, A. B., & Beisel, J. (2011). Range expansion of the quagga mussel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in Western Europe : first observation from France. *Aquatic Invasions*, 6(Supplement 1), S71-S74. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.s1.016>
- Bonnamour, A., Gippet, J. M. W., & Bertelsmeier, C. (2021). Insect and plant invasions follow two waves of globalisation. *Ecology Letters*, 24(11), 2418-2426. <https://doi.org/10.1111/ele.13863>
- Borcherding, J., Hermasch, B., & Murawski, P. (2007). Field observations and laboratory experiments on growth and lipid content of young of the year perch. *Ecology Of Freshwater Fish*, 16(2), 198-209. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00212.x>
- Bourinet, F., Anneville, O., Drouineau, H., Goulon, C., Guillard, J., & Richard, A. (2023). Synchrony in whitefish stock dynamics : disentangling the effects of local drivers and climate. *Journal Of Limnology*, 82. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2023.2134>
- Bourinet, F., Anneville, O., Drouineau, H., Goulon, C., Guillard, J., & Richard, A. (2024). Impact of fishing activities on the population dynamics of European whitefish in four peri-alpine lakes. *International Journal Of Limnology*, 60, 15. <https://doi.org/10.1051/limn/2024015>
- Bouzd, W., Štefka, J., Bahri-Sfar, L., Beerli, P., Loot, G., Lek, S., Haddaoui, N., Hypša, V., Scholz, T., Dkhal-Abbes, T., Meddour, R., & Hassine, O. K. B. (2013). Pathways of cryptic invasion in a fish parasite traced using coalescent analysis and epidemiological survey. *Biological Invasions*, 15(9), 1907-1923. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0418-y>
- Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Boltovskoy, D., & Correa, N. M. (2023). Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, 850(12-13), 2811-2854. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4>
- Carrière, A., Reynaud, N., Gay, A., Baudoin, J., & Argillier, C. (2024). LHYMO : A new Water Framework Directive compliant multimetric index to assess lake hydromorphology and its application to French lakes. *Aquatic Conservation Marine And Freshwater Ecosystems*, 34(1). <https://doi.org/10.1002/aqc.4029>

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Copp, G. H., Britton, J. R., Cucherousset, J., García-Berthou, E., Kirk, R., Peeler, E., & Stakénas, S. (2009). Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish And Fisheries*, 10(3), 252-282. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00321.x>
- Cucherousset, J., Horky, P., Slavík, O., Ovidio, M., Arlinghaus, R., Boulêtreau, S., Britton, R., García-Berthou, E., & Santoul, F. (2017). Ecology, behaviour and management of the European catfish. *Reviews In Fish Biology And Fisheries*, 28(1), 177-190. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9507-9>
- Cucherousset, J., & Olden, J. D. (2011). Ecological Impacts of Non-native Freshwater Fishes. *Fisheries*, 36(5), 215-230. <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>
- Daufresne, M., Bady, P., & Fruget, J. (2007). Impacts of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhône River. *Oecologia*, 151(3), 544-559. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0655-1>
- Davis, M. A., Chew, M. K., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ewel, J. J., Vermeij, G. J., Brown, J. H., Rosenzweig, M. L., Gardener, M. R., Carroll, S. P., Thompson, K., Pickett, S. T. A., Stromberg, J. C., Del Tredici, P., Suding, K. N., Ehrenfeld, J. G., Grime, J. P., Mascaro, J., & Briggs, J. C. (2011). Don't judge species on their origins. *Nature*, 474(7350), 153-154. <https://doi.org/10.1038/474153a>
- Desgué-Itier, O., Soares, L. M. V., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P. A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soullignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., & Jenny, J. (2022). Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *Hydrology And Earth System Sciences*, 27(3), 837-859. <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J., Bradshaw, C. J. A., & Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855), 571-576. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6>
- Faure, J. P., & Tanzilli, J. C. (2016). *L'installation du silure dans le bassin du Rhône: bilan de trois décennies de suivi de l'espèce*. FPNF-FDAAPPMA. <https://www.peche69.fr/865-etudes-et-travaux.htm>
- Frossard, V., & Fontvieille, D. (2018). What is the invasiveness of *Hemimysis anomala* (Crustacea, Mysidae) in the large deep Lake Bourget, France? *Hydrobiologia*, 814(1), 219-232. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3538-7>
- Frossard, V., C. Vagnon, & S. Jacquet. (2023). Seasonal variations of the trophic niche width of *Hemimysis anomala* in Lake Geneva. *Hydrobiologia*, 851(3), 487-501. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05334-z>
- Golani, D., Azzuro, E., Dulcic J., Massuti, E. & Orsi-Relini, L. (2021). *Atlas of Exotic Fishes in the Mediterranean Sea. 2nd edition*, F. Briand Ed. IESM Publishers.
- Gouletquer, P. (2024). *Les invasions biologiques marines*. Éditions Quae.
- Haltiner, L., Zhang, H., Anneville, O., De Ventura, L., DeWeber, T., Hesselschwerdt, J., Koss, M., Rasconi, S., Rothhaupt, K., Schick, R., Schmidt, B., Spaak, P., Teiber-Siessegger, P., Wessels, M., Zeh, M., & Dennis, S. (2022). The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions*, 17(2), 153-173. <https://doi.org/10.3391/ai.2022.17.2.02>
- Haubrock, P. J., Cuthbert, R. N., Ricciardi, A., Diagne, C., & Courchamp, F. (2022). Economic costs of invasive bivalves in freshwater ecosystems. *Diversity And Distributions*, 28(5), 1010-1021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13501>
- IPBES. (2023). *Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://www.ipbes.net/ias>
- Jacquet, S. (2023). Are warm temperatures the key factor to prevent winter swarms of *Hemimysis anomala* in peri-alpine lakes? *Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems*, 424, 14. <https://doi.org/10.1051/kmae/2023008>
- Jaureguiberry, P., Titeux, N., Wiemers, M., Bowler, D. E., Coscieme, L., Golden, A. S., Guerra, C. A., Jacob, U., Takahashi, Y., Settele, J., Díaz, S., Molnár, Z., & Purvis, A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*, 8(45), eabm9982. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm9982>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2015). Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*, 746(1), 97-112. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1901-x>
- Kopf, R. K., Nimmo, D. G., Humphries, P., Baumgartner, L. J., Bode, M., Bond, N. R., Byrom, A. E., Cucherousset, J., Keller, R. P., King, A. J., McGinness, H. M., Moyle, P. B., & Olden, J. D. (2017). Confronting the risks of large-scale invasive species control. *Nature Ecology & Evolution*, 1(6), 172. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0172>
- Kraemer, B. M., Boudet, S., Burlakova, L. E., Haltiner, L., Ibelings, B. W., Karatayev, A. Y., Karatayev, V. A., Rossbacher, S., Stöckli, R., Straile, D., & Spaak, P. (2023). An abundant future for quagga mussels in deep European lakes. *Environmental Research Letters*, 18(12), 124008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ado59f>
- Lécrivain, N., Frossard, V., & Clément, B. (2019). Contribution of trace metallic elements to weakly contaminated lacustrine sediments: effects on benthic and pelagic organisms through multi-species laboratory bioassays. *Ecotoxicology*, 28(2), 154-166. <https://doi.org/10.1007/s10646-018-2008-3>
- Lévêque, C., & Beisel, J. N. (2010). *Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques: Faut-il avoir peur des invasions biologiques?* Éditions Quae.
- Li, J., Ianaiev, V., Huff, A., Zalusky, J., Ozersky, T., & Katsev, S. (2021). Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, 118(6). <https://doi.org/10.1073/pnas.2008223118>
- Noël, P. (2002). Les invertébrés aquatiques introduits en France. *Bulletin de l'Institut des Sciences Naturelles de Belgique* 72(Suppl.), 19-27.
- Raffard, A., Leclercq, A., Cote, J., Buoro, M., Lassus, R., & Cucherousset, J. (2017). The functional syndrome: linking individual trait variability to ecosystem functioning. *Proceedings Of The Royal Society B Biological Sciences*, 284(1868), 20171893. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1893>

RÉFÉRENCES (SUITE)

- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews/Biological Reviews Of The Cambridge Philosophical Society*, 94(3), 849-873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Reymondet, E., Grimond, J., Beisel, J., & Jacquet, S. (2025). Photogrammetric assessment of quagga mussel growth shows no winter cessation in lake Geneva. *Scientific Reports*, 15(1), 8309. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-93064-8>
- Ribaudo, C., Dutartre, A., & Bertrin, V. (2019). 1970-2020 : 50 ans d'hydrophytes invasives dans les grands lacs aquitains. *Dynamiques Environnementales*, 43-44, 34-49. <https://doi.org/10.4000/dynenviron.3478>
- Rogissart, H., Frossard, V., Guillard, J., Rautureau, C., & Jacquet, S. (2024). Tracking the real-time behavior of *Hemimysis anomala*'s winter swarms using acoustic camera. *Journal Of Great Lakes Research*, 50(1), 102250. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2023.102250>
- Rogissart, H., Marty, J., Grimond, J., Frossard, V., & Jacquet, S. (2025). The invasive mysid *Hemimysis anomala* : an up-to-date review of its biology, ecology, distribution and ecological impacts. *NeoBiota*, 98, 117-144. <https://doi.org/10.3897/neobiota.98.144040>
- Schlaepfer, M. A., Sax, D. F., & Olden, J. D. (2011). The Potential Conservation Value of Non-Native Species. *Conservation Biology*, 25(3), 428-437. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x>
- Sharaf, N., Prats, J., Reynaud, N., Tormos, T., Bruel, R., Peroux, T., & Danis, P. (2023). A long-term dataset of simulated epilimnion and hypolimnion temperatures in 401 French lakes (1959–2020). *Earth System Science Data*, 15(12), 5631-5650. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5631-2023>
- Shea, K., & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends In Ecology & Evolution*, 17(4), 170-176. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02495-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3)
- Soto, I., Balzani, P., Carneiro, L., Cuthbert, R. N., Macêdo, R., Tarkan, A. S., Ahmed, D. A., Bang, A., Bacela-Spychalska, K., Bailey, S. A., Baudry, T., Ballesteros-Mejia, L., Bortolus, A., Briski, E., Britton, J. R., Buřič, M., Camacho-Cervantes, M., Cano-Barbacid, C., Copilaş-Ciocianu, D., . . . Haubrock, P. J. (2024). Taming the terminological tempest in invasion science. *Biological Reviews/Biological Reviews Of The Cambridge Philosophical Society*, 99(4), 1357-1390. <https://doi.org/10.1111/brv.13071>
- Su, G., Mertel, A., Brosse, S., & Calabrese, J. M. (2023). Species invasiveness and community invasibility of North American freshwater fish fauna revealed via trait-based analysis. *Nature Communications*, 14(1), 2332. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38107-2>
- Tablado, Z., Tella, J. L., Sánchez-zapata, J. A., & Hiraldo, F. (2010). The Paradox of the Long-Term Positive Effects of a North American Crayfish on a European Community of Predators. *Conservation Biology*, 24(5), 1230-1238. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01483.x>
- Union internationale pour la conservation de la nature. (2022). *Accompagner le traitement des déchets de plantes exotiques envahissantes issus d'interventions de gestion. Guide technique*. Centre de ressources Espèces exotiques envahissantes. UICN Comité français & Office français de la biodiversité. https://especes-exotiques-envahissantes.fr/wp-content/uploads/2023/07/accompagner-traitement-dechets-eee_vfinale.pdf
- Union européenne. (2022). Règlement d'exécution (UE) 2022/1203 de la Commission du 12 juillet 2022 modifiant le règlement d'exécution (UE) 2016/1141 pour mettre à jour la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=uriserv:OJ.L_.2022.186.01.0010.01.FRA
- Vagnon, C., Bazin, S., Cattaneo, F., Goulon, C., Guillard, J., & Frossard, V. (2022a). The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. *Ecology Of Freshwater Fish*, 31(4), 650-661. <https://doi.org/10.1111/eff.12659>
- Vagnon, C., Cattaneo, F., Goulon, C., Guillard, J., & Frossard, V. (2022b). The vulnerability of whitefish (*Coregonus lavaretus*) to the invasive European catfish (*Silurus glanis*) in a large peri-Alpine lake. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 79(11), 1950-1960. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0310>
- Vagnon, C., Cattaneo, F., Guillard, J., & Frossard, V. (2022c). Inferring the trophic attributes and consequences of co-occurring lake invaders using an allometric niche model. *Biological Invasions*, 24(6), 1661-1676. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02745-2>
- Vagnon, C., Rohr, R. P., Bersier, L., Cattaneo, F., Guillard, J., & Frossard, V. (2022d). Combining food web theory and population dynamics to assess the impact of invasive species. *Frontiers In Ecology And Evolution*, 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.913954>
- Vautier, M., Dublon, J., & Domaizon, I. (2024). *Projet Inva-Biomonitoring : Développement de méthodes de biomonitoring pour le suivi des espèces invasives en lacs*. INRAE-CARTELE- ECLA.
- Wunderlich, R. F., Jamoneau, A., Boutry, S., Hosni, M., & Bertrin, V. (2025). Model-based management of macrophytes in shallow lakes under warming. *Journal Of Environmental Management*, 378, 124543. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124543>
- Závorka, L., Lang, I., Raffard, A., Evangelista, C., Britton, J. R., Olden, J. D., & Cucherousset, J. (2018). Importance of harvest-driven trait changes for invasive species management. *Frontiers In Ecology And The Environment*, 16(6), 317-318. <https://doi.org/10.1002/fee.1922>
- Závorka, L., Lassus, R., Britton, J. R., & Cucherousset, J. (2020). Phenotypic responses of invasive species to removals affect ecosystem functioning and restoration. *Global Change Biology*, 26(10), 5693-5704. <https://doi.org/10.1111/gcb.15271>
- Zhang, H., Haltiner, L., Kaeser, S., Dennis, S. R., Rothhaupt, K., Kraemer, B. M., & Spaak, P. (2023). Veliger density and environmental conditions control quagga mussel colonization rates in two perialpine lakes. *Journal Of Great Lakes Research*, 49(4), 809-820. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2023.05.001>
- Zieritz, A., Gallardo, B., Baker, S. J., Britton, J. R., Van Valkenburg, J. L. C. H., Verreycken, H., & Aldridge, D. C. (2017). Changes in pathways and vectors of biological invasions in Northwest Europe. *Biological Invasions*, 19(1), 269-282. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1278-z>