ONEMA
Office national de l'eau
et des milieux aquatiques

Comprendre
pour agir

Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques

Connaissances pratiques et expériences de gestion

Vol. 1 **Connaissances pratiques**

Emmanuelle Sarat, Emilie Mazaubert,
Alain Dutartre, Nicolas Poulet
et Yohann Soubeyran (coordinateurs)

N°16

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

Ministère
de l'Écologie,
du Développement
durable
et de l'Énergie

L'office national de l'eau et des milieux aquatiques

Créé en avril 2007 par la loi sur l'eau du 30 décembre 2006, l'Onema est un établissement public sous tutelle du ministère en charge de l'écologie. Organisme technique français de référence sur la connaissance et la surveillance de l'état des eaux et sur le fonctionnement des milieux aquatiques, sa finalité est de favoriser la gestion globale et durable de la ressource en eau et des écosystèmes aquatiques. Il contribue ainsi à la reconquête de la qualité des eaux et à l'atteinte de leur bon état, objectif fixé par la directive cadre européenne sur l'eau.
Les 900 agents de l'Onema sont présents sur l'ensemble du territoire métropolitain et dans les départements et collectivités d'outre mer au titre de la solidarité de bassin. Pour mener à bien ses missions, l'Onema travaille en étroite collaboration et en complémentarité avec l'ensemble des acteurs de l'eau.

Le Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature

Plateforme de dialogue et d'expertise sur les enjeux de la biodiversité, le Comité français de l'UICN est le réseau des organismes et des experts français de l'Union internationale pour la conservation de la nature. Au sein d'un partenariat original, il regroupe deux ministères, 13 organismes publics, 41 organisations non gouvernementales et plus de 250 experts réunis en commissions spécialisées et en groupes de travail thématiques. Ses missions sont de répondre aux enjeux de la biodiversité en France et de valoriser l'expertise française à l'international.

Le groupe de travail IBMA

Cet ouvrage a été réalisé dans le cadre des travaux du groupe de travail « Invasions biologiques en milieux aquatiques », créé en 2009 dans le cadre d'une convention entre l'Onema et Cemagref (devenu Irstea). Ses objectifs sont d'apporter un appui à tous les acteurs concernés par la thématique des espèces exotiques envahissantes en synthétisant et rendant accessibles les connaissances acquises sur les modes de gestion des espèces et en développant des outils d'aide à la gestion. Depuis 2014, la coordination du groupe est assurée conjointement par le Comité français de l'UICN et l'Onema.

Cet ouvrage poursuit la collection ***Comprendre pour agir*** qui accueille des ouvrages issus de travaux de recherche et d'expertise mis à la disposition des enseignants, formateurs, étudiants, scientifiques, ingénieurs et des gestionnaires de l'eau et des milieux aquatiques.

Il est consultable sur le site internet de l'Onema (www.onema.fr, rubrique publications), sur le site du GT IBMA (www.gt-ibma.eu) ainsi que sur le portail national « les documents techniques sur l'eau » (http://www.documentation.eaufrance.fr/).

Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques

Connaissances pratiques et expériences de gestion

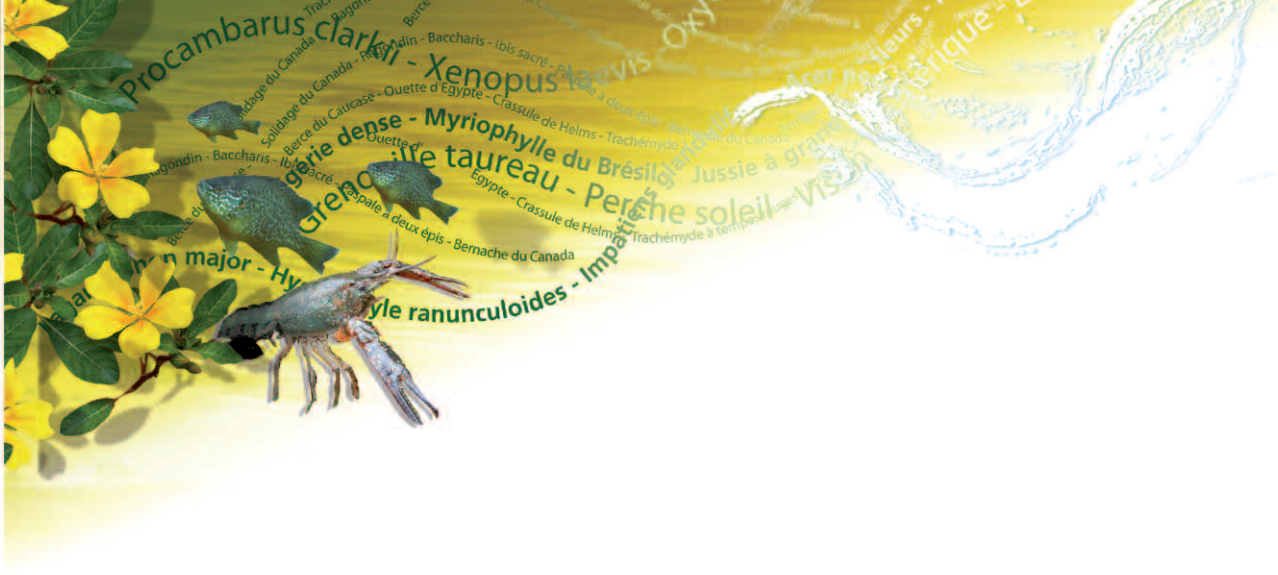
Vol. 1 Connaissances pratiques

Emmanuelle Sarat, Emilie Mazaubert,
Alain Dutartre, Nicolas Poulet
et Yohann Soubeyran (coordinateurs)

À la mémoire de deux collègues disparus en 2013, très vaillants défenseurs de la biodiversité, dont les réflexions sur les invasions biologiques continuent de nous aider à avancer.

À **Robert Barbault**, grand organisateur des convergences entre disciplines liées à la biodiversité, efficace président du conseil scientifique du programme de recherche « INVABIO » qui fut un des déclencheurs de cet ouvrage. « … *pour peu que l'on accepte de penser autrement, c'est-à-dire avec une vision écologique du monde, la perspective d'une réconciliation des humains avec la nature pourrait cesser d'être une utopie.* »

À **Michel Pascal**, infatigable voyageur et chercheur atypique, surnommé « Ratator » pour ses nombreuses attaques iliennes sur des populations de rongeurs exotiques très gourmands qui ne lui avaient pourtant rien fait. « *On me reproche de toucher à tout. Mais c'est ce que je cherche : acquérir une culture générale pour mieux comprendre le monde qui nous entoure.* »



Préface

Les espèces exotiques envahissantes sont reconnues comme l'une des principales causes de l'érosion de la biodiversité mondiale. L'importance du sujet a conduit la Convention sur la diversité biologique à l'inscrire parmi ses grands thèmes sectoriels ; un objectif spécifique lui est dédié dans le plan stratégique 2011-2020 approuvé par la Convention, que les États signataires, dont la France, se sont engagés à atteindre d'ici à 2020. À l'échelle de l'Union européenne, la gestion des espèces exotiques envahissantes est désormais inscrite comme un objectif fort puisqu'un nouveau règlement relatif à la prévention et à la gestion de leur introduction et de leur propagation vient d'être voté et mis en application depuis début 2015.

La France n'échappe pas à ce phénomène et les exemples en milieux aquatiques sont nombreux, aussi bien en ce qui concerne la flore (jussie, renouée, etc.) que la faune (écrevisses, ragondin, etc.). Ces espèces sont en compétition avec les espèces indigènes, modifient le fonctionnement des habitats naturels et les services rendus par les écosystèmes, impactent les activités économiques et parfois même la santé humaine. Cette problématique est devenue une des préoccupations majeures des gestionnaires d'espaces naturels autant que des décideurs, et les nombreuses informations relayées depuis plusieurs années par les médias ont commencé à la faire émerger de manière régulière chez le grand public.

Depuis une quinzaine d'années, un nombre croissant de gestionnaires de territoires à des échelles administratives ou géographiques très diverses se mobilise pour tenter de gérer les difficultés créées par les espèces exotiques envahissantes. Des besoins ont rapidement émergé en matière de coordination des actions, pour organiser la surveillance, évaluer les impacts, développer des programmes de recherche, définir des stratégies et intervenir de manière efficace. Ceci a mené à la création de différents groupes de travail locaux cherchant à développer cette coordination dans tous les aspects de la problématique.

C'est dans ce contexte qu'a été créé le groupe de travail national « Invasions biologiques en milieux aquatiques » (GT IBMA). Depuis 2009, ce groupe, réunissant plus d'une quarantaine de personnes représentant différents types d'acteurs (gestionnaires d'espaces naturels, chercheurs, associations, établissements publics, services de l'État et collectivités territoriales), a mis en œuvre différentes actions. Tournées principalement vers les gestionnaires, elles ont eu pour objectif de contribuer, jusqu'à présent à l'échelle de la métropole, au développement d'un réseau d'échanges d'informations sur toutes les questions posées par les espèces invasives des milieux aquatiques, en rendant accessibles les connaissances acquises sur ces espèces. Son site Internet est un relais efficace de ses actions. Né d'un partenariat Onema-Cemagref puis Onema-Irstea, la coordination de ce groupe de travail est assurée conjointement par l'Onema et le Comité français de l'UICN depuis janvier 2014.

Le Comité français de l'UICN conduit deux actions principales sur les espèces exotiques envahissantes, l'une sur une initiative dédiée à ce sujet dans les collectivités françaises d'outre-mer, engagée depuis 2005, et l'autre sur l'animation du GT IBMA avec l'Onema. Il assure également un lien et des échanges avec l'UICN au niveau international, en particulier avec son groupe mondial de spécialistes sur les invasions biologiques (ISSG), qui alimente notamment les réflexions des grandes conventions internationales.

Les actions de l'Onema relatives aux espèces exotiques envahissantes se situent à deux niveaux : d'un coté le soutien financier et technique de projets de recherche permettant d'apporter des connaissances opérationnelles pour la gestion des EEE. On citera par exemple, le programme sur l'Écrevisse de Louisiane en Brière en partenariat avec l'Inra, le CNRS et le Parc naturel régional de Brière qui a débouché sur l'organisation du premier séminaire national sur les écrevisses invasives et de publications de synthèse. D'un autre côté, l'Onema apporte son expertise aux services de l'État et au ministère en charge de l'écologie sur des questions concernant la gestion et la réglementation relatives aux espèces exotiques envahissantes ; c'est le cas du silure, des carpes asiatiques ou encore des écrevisses.

Fruit des travaux du GT IBMA et en collaboration avec près de cent contributeurs, ces deux volumes de la collection *Comprendre pour agir* ont pour objectif de contribuer aux échanges sur ces questions de gestion des espèces exotiques envahissantes, de présenter un cadre général de réflexions (volume 1) et de nombreux exemples concrets (volume 2) pouvant aider les gestionnaires de milieux aquatiques et les décideurs dans leurs démarches respectives pour mieux gérer ces espèces.

Nous espérons que ces publications seront appréciées par l'ensemble des acteurs concernés par les espèces exotiques envahissantes, parmi lesquels les gestionnaires d'espaces, les coordinateurs de groupes territoriaux et les décideurs. Nous souhaitons aussi qu'elles contribuent à renforcer la prise de conscience des enjeux de la gestion, des espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques en France.

Sébastien Moncorps
Directeur du Comité français de l'UICN

Philippe Dupont
Direction de l'action scientifique de l'Onema

Résumé

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) et les impacts qu'elles engendrent sont une préoccupation croissante pour les gestionnaires d'espaces naturels. Ceci est particulièrement vrai pour les milieux aquatiques, où un grand nombre d'acteurs se mobilise pour agir. En parallèle, des politiques publiques se développent au niveau national et l'Union européenne s'est dotée d'un nouveau règlement sur le sujet.

Où en sont les connaissances sur les invasions biologiques ? Quel est l'état de la législation en vigueur et quelles préconisations formuler ?

Sur le terrain, quelles espèces font actuellement l'objet d'interventions de gestion ? Quelles sont les techniques utilisées, dans quels contextes et avec quels objectifs et résultats ?

Ces deux volumes de la collection *Comprendre pour agir* présentent les éléments nécessaires à une réflexion claire et une démarche argumentée d'aide à la mise en place d'actions de gestion pour et par les gestionnaires. Sans livrer de « recette miracle », des clés sont proposées, intégrant les spécificités de chaque situation : le site, la ou les espèces exotiques à gérer, les besoins techniques et financiers.

Vol. 1 Connaissances pratiques

Le premier volume présente un état des lieux sur les espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques en métropole.

Six chapitres proposent un panorama sur :

- les connaissances scientifiques sur les EEE : définitions, processus de colonisation, impacts et besoins de recherche ;
- la législation et la réglementation en vigueur sur les EEE à l'échelle internationale, européenne et nationale ;
- les stratégies et actions mises en œuvre sur les EEE : acteurs principaux, projets existants ;
- la démarche générale de gestion des EEE : connaissances préalables, prévention, surveillance et intervention ;
- la gestion des EEE : définition de la problématique d'intervention, panorama des techniques existantes, gestion des déchets et évaluation des interventions de gestion ;
- les outils existants mis à disposition des gestionnaires : coordination des actions, listes d'espèces, bases documentaires, plateformes d'échange et recueils d'expériences de gestion.

Vol. 2 Expériences de gestion

Le second volume constitue une collection de fiches descriptives d'espèces exotiques envahissantes et d'expériences de gestion conduites en France métropolitaine et en Europe.

C'est ainsi que 26 espèces de flore et de faune sont abordées au travers de 52 retours d'expériences de gestion rédigés avec la contribution des gestionnaires.

Chaque fiche descriptive de l'espèce contient des éléments d'identification, de biologie et d'écologie.

Chaque expérience de gestion présente :
- la structure porteuse du projet ;
- une description du site d'intervention avec cartographie ;
- les nuisances et enjeux sur ce site ;
- les techniques d'intervention : méthode choisie, déroulement des opérations, calendrier, contraintes techniques ;
- les résultats et un bilan financier des interventions ;
- les perspectives suite à cette expérience ;
- la valorisation des actions ;
- de la documentation et les personnes ressources pour en savoir plus.

Sommaire

Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques
Connaissances pratiques et expériences de gestion

Volume 1 — Connaissances pratiques

8 — 1- Connaissances sur les espèces exotiques envahissantes

46 — 2- Législation et réglementation sur les espèces exotiques envahissantes

78 — 3- Panorama des stratégies et actions mises en œuvre sur les espèces exotiques envahissantes

110 — 4- Démarche générale de gestion des espèces exotiques envahissantes

134 — 5- Techniques de gestion des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques : comment intervenir ?

212 — 6- Outils pour améliorer la gestion des espèces exotiques envahissantes

237 — Références citées

250 — Contributions et remerciements

Connaissances sur les espèces exotiques envahissantes

1

Ce chapitre a été rédigé par :
Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)
Alain Dutartre (Expert indépendant, ex-Irstea)
Emilie Mazaubert (Irstea)

Avec la contribution de :
Jacques Haury (AgroCampusOuest)
Isabelle Mandon-Dalger (Fédération des conservatoires botaniques nationaux)
Nicolas Poulet (Onema)
Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN)
Eric Tabacchi (Université de Toulouse III)

10 ■ Notions fondamentales
17 ■ Introductions d'espèces
32 ■ Conséquences des espèces exotiques envahissantes
43 ■ Développement de la recherche

Notions fondamentales

Des définitions

Les définitions relatives aux invasions biologiques sont nombreuses et recensées dans un grand nombre de références bibliographiques. La grande variabilité d'expressions qui en résulte est en partie due aux différentes acteurs concernés et à la multitude de perceptions qui en découle (Menozzi, 2010 ; Lévêque *et al.*, 2012). Néanmoins, certaines définitions font consensus à l'échelle internationale, telles que celles proposées par l'UICN (2001), notamment reprises par la convention sur la biodiversité biologique (Nations Unies, 2002) et dans le règlement du Parlement européen et du Conseil relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes (Parlement européen et Conseil de l'Europe, 2013)[1].

Les définitions[2] proposées ici correspondent à une compilation de certaines définitions déjà existantes et tiennent généralement compte de deux critères jugés essentiels par la communauté scientifique, les gestionnaires et les profanes : la provenance et les impacts engendrés par ces espèces (Menozzi, 2010).

■ Espèce exotique envahissante

Dans cet ouvrage, nous retiendrons qu'une espèce exotique envahissante (EEE), ou espèce invasive, (les deux termes sont souvent considérés comme synonyme mais voir encadré 1, p.12) est : une espèce exotique (allochtone, non indigène) dont l'introduction (volontaire ou fortuite) par l'Homme, l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences négatives sur les services écosystémiques et/ou socio-économiques et/ou sanitaires (UICN, 2000 ; Pyšek *et al.*, 2009 ; Genovesi et Shine, 2011 ; Parlement européen et Conseil de l'Europe, 2013).

En toute rigueur, il conviendrait de parler de populations exotiques envahissantes et non d'espèces exotiques envahissantes, le terme espèce rassemblant toutes les populations, celles de l'aire d'origine comme celles de l'aire d'introduction (Pascal *et al.*, 2006). C'est pourquoi la définition à utiliser pourrait comporter le terme « population » en remplacement du terme « espèce ». Par ailleurs, toutes les populations introduites d'une même espèce ne sont pas susceptibles de devenir invasives.

■ Espèce autochtone ou indigène

Une espèce est dite autochtone d'une entité géographique donnée et pour une période donnée quand elle est représentée sur cette entité par des populations considérées comme pérennes au début de la période considérée. Cette espèce croît et vit naturellement dans la région sans y avoir été importée par l'Homme et ses activités. Elle peut également être caractérisée par le fait d'avoir une aire de répartition qui ne dépend apparemment pas d'une dispersion par l'Homme.

1- Définition du règlement européen pour les « espèce exotique envahissante » : une espèce exotique dont l'introduction ou la propagation s'est révélée constituer une menace pour la biodiversité et les services écosystémiques associés, ou avoir des effets néfastes sur eux.

2- Une synthèse de l'ensemble des définitions liées à la thématique des espèces exotiques envahissantes a été réalisée par le Muséum national d'Histoire naturelle (Thévenot, 2013). Ce document est consultable sur le site internet du Service du patrimoine naturel du MNHN : http://spn.mnhn.fr/servicepatrimoinenaturel/rapports.html

■ Espèce allochtone, exotique ou exogène

Espèce (individu ou population) introduite volontairement ou accidentellement par l'Homme et ses activités en dehors de son aire de répartition d'origine. Une espèce allochtone d'une entité biogéographique donnée et pour une période de temps donnée est une espèce qui, absente de cette entité au début de la période considérée, l'a par la suite colonisée en y constituant des populations durables. Autrement dit, cette espèce vit dans une entité extérieure à son aire de répartition naturelle.

■ Espèce introduite

Espèce non indigène introduite intentionnellement ou accidentellement dans un territoire ou une partie du territoire où elle était jusqu'alors absente.

■ Espèce naturalisée

Espèce introduite rencontrant des conditions écologiques favorables à une implantation durable à l'échelle des décennies sur le territoire d'accueil. Elle se multiplie régulièrement dans sa nouvelle aire géographique et se maintient à long terme (par exemple, *Hibiscus palustris*, figure 1). Concernant spécifiquement les plantes, Richardson *et al.* (2000) proposent une définition assez proche en précisant que ces espèces peuvent se maintenir sans intervention directe de l'Homme ou en dépit de l'intervention humaine dans des écosystèmes naturels, semi-naturels ou d'origine humaine.

Figure 1

© *A. Dutartre, Irstea*

*Hibiscus ou Ketmie des marais (*Hibiscus palustris*) : originaire d'Amérique du Nord, cette plante du bord des eaux à grandes fleurs bien visibles en été est installée depuis plusieurs décennies dans quelques sites des départements des Landes et des Pyrénées-Atlantiques. Elle figure dans l'arrêté interministériel du 20 janvier 1982 dressant la « liste des espèces végétales protégées sur l'ensemble du territoire national ».*

■ Espèce envahissante ou proliférante

En écologie, une espèce envahissante est une espèce autochtone ou allochtone sur un territoire donné, présentant des développements locaux très abondants et une aire de distribution s'accroissant rapidement. Aboucaya (1999) indiquait comme critère complémentaire la colonisation d'habitats naturels ou semi-naturels.

La définition d'une espèce proliférante est similaire à celle d'une espèce envahissante : multiplication rapide du nombre d'individus jusqu'à ce que l'espèce devienne dominante sur un territoire donné. Bien que cette notion n'en soit pas exclue, cette définition ne mentionne pas les dommages causés par cette espèce.

Les causes de ces envahissements ou proliférations sont très différentes selon l'origine des espèces : les espèces autochtones peuvent devenir envahissantes ou proliférer à la suite de modifications environnementales des biotopes qu'elles occupent (aménagements anthropiques, eutrophisation, changement climatique) alors que les modifications du milieu peuvent aussi contribuer au déclenchement du processus d'invasion par des espèces allochtones.

Invasif ou envahissant ?

Les termes « invasif » - un néologisme d'origine anglo-saxonne- et « envahissant » n'ont pas exactement le même sens. S'ils se rapportent tous deux à des phénomènes d'explosion démographique et d'expansion géographique, le qualificatif « invasif » est plutôt réservé à une population étrangère à l'endroit considéré, tandis que le terme « envahissant » peut désigner aussi bien une espèce introduite qu'une espèce locale qui soudain se multiplie. En outre, certains spécialistes ne parlent de population invasive que si elle entraine des dégâts perceptibles. En pratique, ces deux termes sont très souvent utilisés comme synonymes. Il n'est d'ailleurs pas toujours possible de déterminer si une population est autochtone ou issue de fondateurs introduits. (Pascal *et al.*, 2009).

■ Invasion biologique

Phénomène correspondant à l'expansion d'une espèce hors de son aire de répartition naturelle, y constituant, une ou des populations pérennes et autonomes, généralement sans aide humaine dans les milieux colonisés. Trois phases, l'arrivée, l'établissement, l'expansion, y sont généralement discriminées (Kolar et Lodge, 2001).

■ Espèce maronne

Espèce captive ou domestique retournée à l'état sauvage. Cette définition est particulièrement employée pour les mammifères (par exemple : Cochon marron, Chèvre maronne, Bœuf marron, etc.).

Le tableau 1 rassemble les correspondances des termes utilisés et permet de comparer ces derniers entre eux. Par exemple, une espèce autochtone ou native ne peut pas être allochtone ou exotique, ni introduite, ni naturalisée. Il est possible qu'elle soit envahissante ou proliférante mais elle ne peut pas être exotique envahissante.

Tableau 1 *Correspondance des termes. D'après Thévenot, 2013.*

Une espèce	Autochtone ou Native	Allochtone ou Exotique	Introduite	Naturalisée	Envahissante ou Proliférante	Exotique envahissante ou Invasive
Est-elle ?						
Autochtone ou Native		Non	Non	Non	Possible	Non
Allochtone ou Exotique	Non		Possible	Possible	Possible	Possible
Introduite	Non	Oui		Possible	Possible	Possible
Naturalisée	Non	Oui	Oui		Possible	Possible
Envahissante ou Proliférante	Possible	Possible	Possible	Possible		Possible
Exotique envahissante ou Invasive	Non	Oui	Oui	Oui	Oui	

Des difficultés autour de la sémantique

■ L'interprétation

L'étude des invasions biologiques a entrainé la production d'une diversité de concepts qui font toujours débat au sein de la communauté scientifique mais aussi parmi les usagers (Lévèque *et al.*, 2012). La multiplication des termes et des concepts a été identifiée comme l'un des facteurs ralentissant l'amélioration des connaissances sur l'écologie des invasions biologiques (Falk-Petersen *et al.*, 2006) et constitue également un frein dans l'intégration de la problématique dans les politiques publiques et la mise en place des stratégies d'action. De plus, certains termes ont été définis en se référant seulement à des groupes taxonomiques particuliers en lien direct avec la relative faiblesse des recherches interdisciplinaires et les spécialisations des chercheurs et des naturalistes, ce qui peut éventuellement engendrer des difficultés d'interprétation. C'est quelquefois le cas entre le monde animal et le monde végétal (Falk-Petersen *et al.*, 2006) ou encore avec les micro-organismes.

Des amalgames sont souvent faits entre prolifération et le caractère exotique d'une espèce (Lévèque *et al.*, 2012). Ainsi, certaines espèces autochtones, qui peuvent proliférer localement, sont parfois assimilées à des espèces exotiques. Ce peut être le cas de la Renoncule flottante (*Ranunculus fluitans*, figure 2), pouvant former de denses herbiers comme ceux de la jussie ou de la Laitue d'eau (*Pistia stratiotes*, figure 3) et gêner la navigation, ou encore du Grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*), qui cause des dommages aux piscicultures en eau douce mais qui est une espèce autochtone protégée.

Figure 2

a © Hochgeladen von Siebrand
b © A. Dutartre, Irstea

*Les renoncules aquatiques indigènes, comme la Renoncule flottante (*Ranunculus fluitans*), peuvent coloniser de grandes superficies de biotopes favorables en cours d'eau, y modifiant les écoulements et pouvant y gêner la navigation.*

Figure 3

© A. Dutartre - Irstea

*La Laitue d'eau (*Pistia stratiotes*), plante exotique flottante très appréciée pour l'ornementation des bassins, est capable de proliférations très rapides, comme ce fut le cas en 2003 dans ce cours d'eau périurbain en Gironde.*

Il est cependant important de faire cette distinction. Au-delà des questions de réglementation sous-jacentes qui se posent lors de la mise en place d'interventions de gestion, il existe de nombreuses interactions entre espèces indigènes résultant d'un long processus de coévolution et les communautés présentes peuvent être perturbées par l'arrivée de nouvelles espèces (Strauss *et al.*, 2006a et 2006b ; Ricciardi et Atkinson, 2004). L'absence de coévolution entre une espèce exotique et les communautés d'accueil peut constituer l'explication de l'invasion (absence de possibilité de compétition) aussi bien que celle de son échec. Toutefois, de récentes recherches montrent que des processus évolutifs rapides peuvent se produire au sein des populations introduites, ce qui illustre très bien la complexité et les possibilités d'évolution des relations entre les communautés indigènes et exotiques.

Dans les milieux aquatiques, Ricciardi et Atkinson (2004) ont émis l'hypothèse que les impacts d'une espèce introduite sur l'écosystème d'accueil pouvaient être déterminés par l'histoire évolutive et phylogénétique de l'écosystème envahi. Ainsi, une espèce introduite d'un genre absent ou peu représenté dans l'écosystème d'accueil, et qui par conséquent a eu une histoire évolutive différente, pourrait avoir des impacts jugés négatifs potentiellement plus importants qu'une espèce introduite dont le genre est déjà représenté dans ce même écosystème.

■ Des aires de référence

Des confusions entre espèce exotique et espèce indigène peuvent également être la conséquence de la délimitation des aires géographiques. Une espèce devrait être considérée comme introduite uniquement dans des zones hors de son aire de répartition naturelle passée ou présente. Une espèce indigène se retrouve donc considérée comme « exotique » lorsqu'elle est transportée hors de son aire d'origine, voire « invasive » si elle prolifère dans son milieu d'introduction (Beisel et Lévêque, 2010). Les introductions peuvent se produire d'un pays à un autre ou à l'intérieur d'un même pays entre deux régions biogéographiques distinctes. Dans ces deux cas, la population est considérée comme exotique dans le territoire d'accueil. Ainsi, en fonction de la référence utilisée (région biogéographique, territoire national), une même espèce peut être définie comme indigène ou exotique (Poulet, 2010).

C'est le cas, par exemple, de la Grenouille rieuse (*Pelophylax ridibundus*), dont l'aire de répartition naturelle englobe une vaste zone eurasiatique. Dans la partie occidentale de cette aire de répartition, en France, l'espèce est considérée comme autochtone dans l'est du pays sur le pourtour du Lac Léman et le long de la Vallée du Rhône (Neveu, 1989). L'espèce a aussi été introduite dans de nombreuses régions françaises, dont la Bretagne. Ainsi, le statut de la Grenouille rieuse pourrait-il changer en fonction de l'échelle territoriale considérée : elle est autochtone en Europe et sur une grande partie de la métropole mais exotique en Bretagne.

Un autre exemple est celui du Hotu (*Chondrotoma nasus*), espèce de poisson indigène d'Europe centrale, présente sur le bassin du Rhin. Dès 1860, via les canaux de navigation, l'espèce a pu se disperser dans les bassins versants du Rhône, de la Seine et de la Loire où elle est considérée comme exotique (Keith *et al.*, 2011). C'est aussi le cas du Grand pétasite (*Petasites hybridus*, figure 4), présent en bord de cours d'eau dans le Massif Central et l'est du Pays, considéré comme invasif potentiel en Bretagne (Haury *et al.*, 2010 ; Quéré *et al.*, 2011).

Figure 4

© TeunSpaans

*Grand pétasite (*Petasites hybridus*).*

■ Des dates d'introduction

À cette notion d'échelle géographique s'ajoutent les critères de dates ou de périodes de référence retenus pour considérer si une espèce est autochtone ou allochtone sur un territoire donné. La répartition des espèces à ces dates ou périodes est la référence à partir de laquelle les déplacements d'espèces commencent à être analysés pour préciser leurs statuts. Dans la partie continentale de l'Europe, les processus de déplacements délibérés ou non d'espèces par l'Homme ont débuté voici quelques millénaires, ce qui peut créer des difficultés de définition du caractère autochtone ou allochtone d'une espèce pour une région donnée (Simberloff *in* Pascal *et al.*, 2006).

En France métropolitaine, pour la faune, de nombreuses études archéozoologiques ont permis de savoir si certaines espèces étaient présentes avant l'Holocène (– 10 000 ans), fin des temps glaciaires et début des premières introductions connues (Pascal *et al.*, 2006). Le choix de cette période intègre de fait certaines espèces tenues pour faire partie de la faune locale, des espèces exotiques comme la Souris grise (*Mus musculus*) par exemple, ou encore le Fuligule milouin (*Aythya ferina*, figure 5).

Figure 5

© N. Phillips

*Le Fuligule milouin (*Aythya ferina*) est une espèce introduite si bien intégrée à la faune locale que beaucoup la pense indigène.*

Pour la flore, il est généralement admis que les plantes introduites volontairement ou non du fait des activités humaines après 1500, période d'introduction des premières espèces américaines, sont considérées comme exotiques (Lacroix *et al.*, 2007, Pyšek *et al.*, 2009). Cette limite temporelle est plus difficile à appliquer aux espèces eurasiatiques, méditerranéennes et asiatiques, dont la date d'introduction en France est souvent inconnue (Toussaint *et al.*, 2007). Dans ce cas, certaines espèces sont considérées comme indigènes si l'analyse de la bibliographie régionale et nationale montre qu'elles étaient considérées comme spontanées et largement répandues dans un territoire donné à la fin du XIXe siècle (Lacroix *et al.*, 2007). Par contre, les espèces rares et dispersées à la fin du XIXe siècle, pourraient être considérées comme exotiques (Lacroix *et al.*, 2007).

■ La notion d'impacts

La prise en compte de la notion d'impacts pour définir une espèce comme invasive est toujours sujette à débat. En effet, tous les acteurs n'ont pas la même représentation des espèces invasives et des modifications qu'elles induisent dans les écosystèmes d'accueil ou encore de leurs nuisances réelles ou supposées (Lévêque *et al.*, 2012). Pour certains auteurs, cette caractéristique est indispensable pour considérer une espèce comme invasive (Davis et Thompson, 2001). Il est souvent nécessaire de définir précisément les impacts écologiques des espèces pour rendre ce critère moins subjectif (Daehler, 2001). C'est pourquoi une espèce exotique envahissante est parfois considérée comme telle dès lors qu'elle colonise rapidement et en nombre un nouvel écosystème sans attendre que l'on démontre un quelconque impact.

De même, pour les gestionnaires, la notion d'impacts et l'évaluation de leur importance peut justifier les interventions de gestion d'une espèce. Les définitions intégrant deux critères, le statut d'exotique et les impacts écologiques et/ou socio-économiques classant l'espèce comme invasive, constituent une catégorie plus opérationnelle pour la gestion. Des échanges avec les acteurs de la filière horticole ont montré que le partage d'une définition intégrant la notion de gestion, ainsi que la clarification des objectifs des listes d'espèces à construire ensemble, apparaissent comme des préalables indispensables à une gestion préventive efficace (Mandon-Dalger *et al.* 2013).

Cependant, attendre que l'espèce engendre des impacts négatifs significatifs pour intervenir va à l'encontre du principe de précaution visant à la mise en œuvre des interventions dès la détection de l'espèce et une évaluation des risques induits par son arrivée (Menozzi, 2010), éléments majeurs des différentes stratégies mises en œuvre (par exemple Matrat *et al.*, 2012).

L'application d'un principe de précaution qui consisterait à intervenir immédiatement après la détection nécessite une bonne prédiction du comportement futur possible de l'espèce nouvellement détectée. Cette application devrait notamment utiliser comme base d'analyse les impacts déjà connus de cette espèce dans d'autres zones biogéographiques proches afin de pouvoir envisager les risques de son introduction sur le nouveau territoire mais aussi une analyse des traits biologiques pour des espèces pour lesquelles on manque de références (encadré 2, p.27).

Dans tous les cas, il est nécessaire d'intégrer cette notion de dommage à la définition d'une espèce exotique envahissante, au moins de façon nuancée, comme espèce « susceptible » de causer des dommages, dont la nature pourrait être précisée, en fonction des caractéristiques écologiques de l'espèce, vis-à-vis des communautés vivantes des habitats colonisés par cette espèce et des usages humains des milieux (figure 6). Ainsi, dès que cette espèce est susceptible d'engendrer des dommages clairement évalués, des interventions de gestion peuvent être envisagées selon les enjeux définis pour le site considéré.

Figure 6

© A. Dutartre, Irstea

*Les impacts les plus facilement perceptibles concernent les usages des milieux : un herbier dense de Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) empêche le déplacement des pêcheurs (Étang de Léon, Landes, 1993).*

Introductions d'espèces

Motifs et vecteurs d'introduction

L'introduction d'une espèce, intentionnelle ou accidentelle, peut être réalisée via un grand nombre de voies (lieux permettant le transport) ou de vecteurs (moyen permettant le transport) (tableau 2 et figure 7). La majorité de ces introductions résulte d'activités humaines.

Tableau 2 *Exemples de voies et vecteurs d'introductions volontaires et accidentelles. D'après Soubeyran, 2008.*

Introductions volontaires		Introductions involontaires
Introductions directes dans l'environnement	**Évasions après culture ou captivité**	
Agriculture	Évasions de jardins botaniques	Frets maritime et aérien
Foresterie	Jardins privés	Eaux de ballast
Horticulture	Jardineries / Animaleries	*Fouling* (coques des navires)
Élevage d'animaux	Zoos	Engins de transport et de construction
Repeuplement/alevinage	Élevages d'animaux	Transports de terre et remblais
Lâcher de mammifères	Apiculture	Déblais, remblais routiers
Chasse	Aquaculture	Denrées agricoles
Contrôle biologique	Aquariums	Semences
Amélioration des sols	Nouveaux animaux de compagnie	Matériaux de construction
Développement agricole	Centres de recherche	Bois
	Repeuplement/alevinage	Matériaux d'emballage
		Courrier postal
		Déchets
		Canaux (navigation)

Figure 7

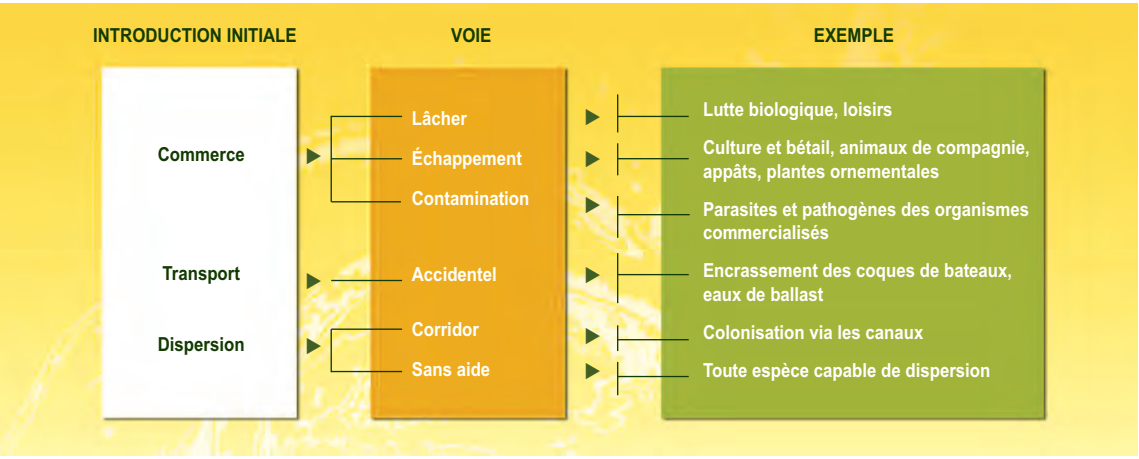


Schéma de synthèse des différentes voies d'introduction. D'après Hulme et al., *2007, dans Poulet, 2010.*

■ Voies d'introductions volontaires

Certaines espèces ont été introduites pour le contrôle biologique d'une autre espèce comme par exemple la Gambusie (*Gambusia holbrooki*), petit poisson introduit pour lutter contre les moustiques. Les données sur son régime alimentaire tendent d'ailleurs à montrer que l'espèce ne se nourrit pas spécifiquement de larves de moustiques mais d'autres proies (insectes aquatiques et crustacés) (Pascal *et al.* 2006).

Des plantes ont été introduites à des fins de restauration écologiques (protection des sols et des dunes, lutte contre l'érosion des berges, etc.) (Boudouresque, 2005). C'est par exemple le cas de la Griffe de sorcière (*Carpobrotus edulis*, figure 8) ou du Séneçon en arbre (*Baccharis halimifolia*). Ces deux espèces sont maintenant considérées comme très invasives sur une grande partie des côtes maritimes de métropole.

Figure 8

© E. Mazaubert

Griffe de sorcière.

L'élevage est à l'origine de l'introduction volontaire ou accidentelle de nombreuses espèces. Par exemple, de nombreux mammifères ont été introduits au début du XXe siècle pour l'industrie de la pelleterie en Europe comme le Ragondin (*Myocastor coypus*, figure 9), le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) ou encore le Vison d'Amérique (*Neovison vison*), (Léger 1999 ; Léger et Ruette, 2005). Il en est de même pour l'Écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) introduite pour des élevages commerciaux (Vigneux, 1993 ; Laurent, 1983).

Figure 9

a © Maurice, 1931
b © Le pêcheur français, 1984

Publicités pour : a) un élevage de Ragondin en demi-liberté dans le département de l'Eure, en 1931 et b) un élevage d'Écrevisse du Pacifique en 1984.

La pêche et la chasse de loisir sont aussi des sources d'introductions volontaires directes d'espèces dans le milieu naturel : c'est le cas du Black-bass (*Micropterus salmoides*), poisson carnassier introduit pour la pêche ou encore du Cerf sika (*Cervus nippon*) introduit comme gibier (Saint-Andrieux, 2006). À noter que les actions dites de « repeuplement » pour la pêche de loisir (alevinage) peuvent être à l'origine d'introductions accidentelles lorsque les individus proviennent d'élevages en étang ; ainsi s'expliquent probablement les arrivées en France du Pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) et de l'Épirine lippue (*Pachychilon pictum*) (Pascal *et al.* 2006, Keith et Allardi, 1997).

Les espèces introduites pour l'ornementation et commercialisées par les jardineries, animaleries ou pépinières ont également été introduites dans les milieux naturels. Les jussies (*Ludwigia* spp.) et le Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) ont été dispersés pour l'ornementation de bassins d'agrément (Dutartre, 1995). De nombreux oiseaux (comme la Bernache du Canada (*Branta canadensis*) et le Cygne noir (*Cygnus atratus*) Fouque 2011a et 2011b), de même que certains poissons comme par exemple le Poisson rouge (*Carassius auratus*) ont également été introduits pour l'ornement de parcs et jardins. La Tortue de Floride (*Trachemys scripta elegans*, figure 10), a été importée comme animal de compagnie (Dupré *et al.*, 2006).

Figure 10

© A. Dutartre, Irstea

*La Tortue de Floride (*Trachemys scripta elegans*), assez facilement identifiable à l'aide de sa tâche rouge sur le côté de la tête, a rapidement colonisé de nombreux milieux aquatiques (fleuve Vistre (Gard)).*

Des introductions indirectes peuvent également se produire. C'est le cas d'espèces détenues en captivité (élevages, aquariums, zoos, particuliers) pouvant se retrouver dans le milieu naturel après s'être échappées ou avoir été relâchées dans l'environnement sans conscience des conséquences. C'est le cas de l'Ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus*) (Clergeau *et al.*, 2005) ou encore du Wallaby de Bennet (*Macropus rufogriseus*) (Tillon et Lorvelec, 2004). De même, des individus échappés d'élevage ont permis au Vison d'Amérique (*Neovison vison*) ou encore au Raton laveur (*Procyon lotor*, figure 11) de s'implanter de façon durable dans une grande partie de la métropole (Léger et Ruette, 2005). Les nouveaux animaux de compagnie, comme la Trachémyde à tempes rouges (*Trachemys scripta elegans*) ou le Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*) ont été fréquemment relâchés dans le milieu naturel par des propriétaires désireux de s'en débarrasser (Dupré *et al.*, 2004 ; Chapuis, 2005).

Figure 11

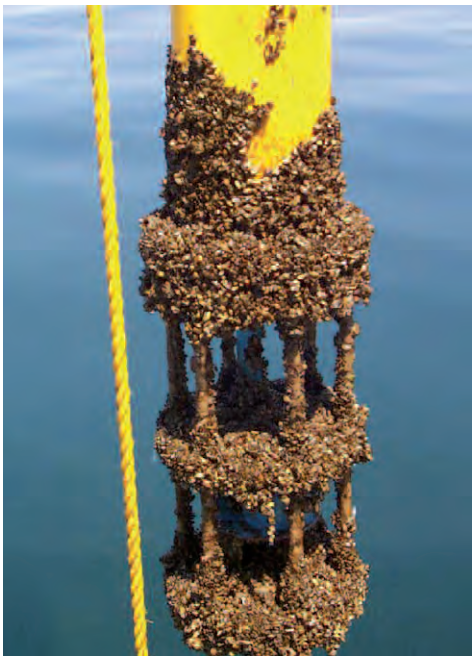
© C. Lemarchand

Échappé d'élevage, le Raton laveur a fondé des populations marronnes en France.

■ Voies d'introductions accidentelles

Le transport involontaire de certaines espèces peut se faire par voie aquatique, par le biais d'individus fixés sur la coque des bateaux. Ces organismes qui se fixent ainsi sont appelés *biofouling* (biosalissures). La Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), originaire de la Mer noire, a été introduite en Europe de l'Ouest et du Nord *via* les canaux européens puis en Amérique du Nord par les navires transatlantiques (figure 12). Le transport transcontinental de marchandises et le biofouling associé serait la voie d'introduction pour plus de 60 % des espèces exotiques envahissantes en milieu marin (Molnar *et al.*, 2008).

Figure 12

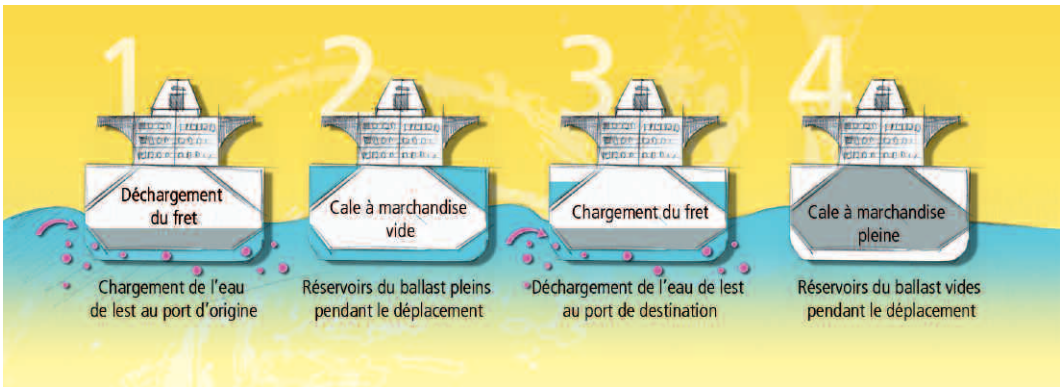


© « Zebra mussel GLERL 4 » Licensed under Public domain via Wikimedia Commons

*Moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) fixées sur des instruments de navigation d'un bateau.*

Les eaux de ballast faisant fonction de lest pour les bateaux lors d'un voyage à vide, sont déchargées sur le lieu de chargement des marchandises (déballastage). Ainsi, d'énormes quantités d'eau de mer abritant faune et flore associées sont transportées d'un océan à un autre par des bateaux transformés en « aquariums géants » (figure 13). De ce fait, les eaux de ballast constituent le plus efficace vecteur d'introduction d'espèces marines mais aussi d'eau douce dans le cas des transports de et vers les grands lacs américains. À l'échelle planétaire, Carlton et Geller (1993) ont estimé qu'entre 8 et 10 milliards de tonnes d'eau de ballast sont annuellement transférés au niveau mondial, et qu'un minimum de 3 000 à 4 000 espèces voyageraient journellement par ce biais. Le Crabe chinois (*Eriocheir sinensis*) a ainsi été introduit aux États-Unis, en Californie, par des eaux de ballast de navires en provenance d'Extrême-Orient (Cohen et Carlton, 1997).

Figure 13



Vue transversale d'un navire montrant les réservoirs de ballast et le cycle suivi par l'eau de lest. Adapté du Fonds mondial privé pour l'environnement, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Organisation maritime internationale, Programme mondial de gestion de l'eau de lest (programme GloBallast), 2007.

Des importations involontaires peuvent également avoir lieu lors du transport de marchandises (fret maritime ou aérien), lorsque des espèces se retrouvent accidentellement enfermées dans des containers. C'est le cas du Frelon asiatique (*Vespa velutina*), introduit en Aquitaine dans les années 2000 par le biais de marchandises originaires d'Asie (Villemant *et al.*, 2006), ou du Séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*) dont des graines étaient accrochées dans de la laine de mouton importée (Muller, 2004).

Le déplacement de matériaux et d'instruments contaminés par des espèces exotiques envahissantes, à l'occasion de travaux d'aménagement du territoire (construction de routes, réseaux d'assainissement, entretien des cours d'eau, transports et réutilisation de remblais) est également une source d'introduction involontaire, tout comme les déchets de plantes invasives (Muller, 2004). Les renouées (*Reynoutria* spp.) ont ainsi largement été dispersées lors de déplacement de remblais et de matériel d'excavation contenant des fragments de tiges et/ou de rhizomes de la plante. Les roues des engins de coupe, les engins de coupe eux-mêmes (godets, dents, bennes), sont également à l'origine d'introductions involontaires d'un site à un autre s'ils ne sont pas nettoyés après des interventions de gestion : divers exemples de transport de fragments de tiges de jussies par les engins de travaux en milieux aquatiques sont assez bien identifiés. Cela serait le cas, par exemple, de l'introduction de la Jussie à grandes fleurs en Brière (Haury et Damien, 2012).

Les déplacements de certains usagers comme pêcheurs ou plaisanciers d'un milieu aquatique à un autre peuvent également être la cause de transports d'espèces sur des distances généralement courtes, fragments de plantes restés accrochés aux embarcations ou aux remorques, animaux fixés sur la coque, etc. (Anderson *et al.*, 2014) (figure 14).

Figure 14

© CAISIE – IFI.

Désinfection de bateaux de plaisance pour éviter le transport d'espèces invasives en Irlande.

Enfin, des transports de propagules végétales par des animaux, notamment l'avifaune sont possibles : il semble acquis que la colonisation de nombreux plans d'eau isolés par *Lemna minuta* est due à la sauvagine[3], de même la colonisation de plans d'eau isolés par les jussies est probablement due au même phénomène.

En France, 38 % des espèces végétales d'eau douce introduites l'ont été pour des raisons ornementales et 29 % d'entre elles sont des plantes utilisées en aquariophilie (Muller, 2004). En Métropole, 44 % des 43 espèces de poissons d'eau douce introduites sont naturalisées et, parmi celles-ci, près de la moitié ont été introduites pour la pêche de loisir (Keith et Allardi, 1997). En Europe, les deux principaux vecteurs d'introduction de poissons sont l'aquaculture et la pêche de loisir (Gozlan, 2008).

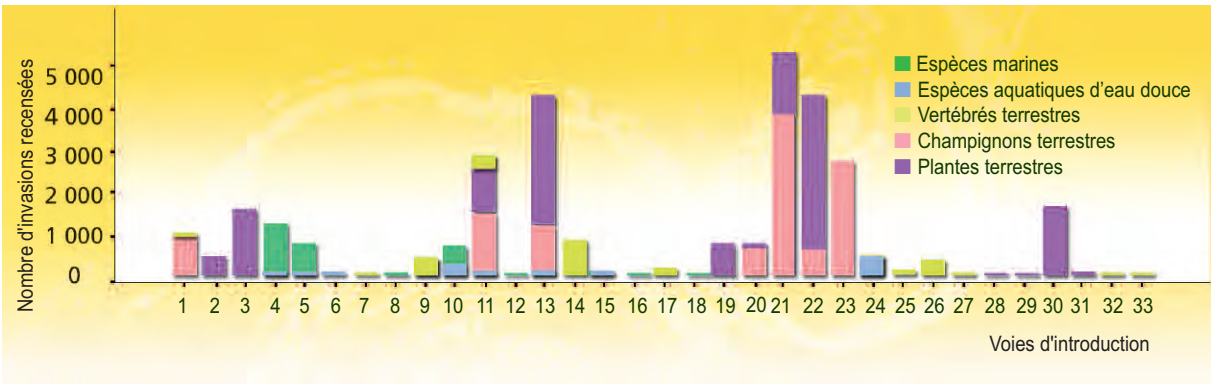
Une étude conduite sur les milieux aquatiques continentaux en Italie (Gherardi *et al.*, 2008) a montré que les introductions d'espèces animales d'eau douce originaires d'autres continents sont principalement dues à la pêche sportive et à l'élevage extensif de poissons (30 %), à l'aquaculture intensive (27 %), aux eaux de ballast (25 %). Les usages ornementaux (aquariums et bassins) seraient responsables de 9 % des introductions. Les organismes ainsi transportés ont alors la possibilité de coloniser une nouvelle aire géographique parfois très éloignée de leur zone de répartition d'origine (tableau 3 et figure 15 page suivante).

3- Sauvagine : oiseaux sauvages.

Tableau 3 *Synthèse des voies d'introduction des espèces exotiques envahissantes abordées dans le second volume du présent ouvrage.*

Espèce	Voie d'introduction
FLORE	
Grand Lagarosiphon - *Lagarosiphon major,* (Ridl.) Moss, 1928	Aquariophilie
Égérie dense - *Egeria densa,* Planch., 1849	Aquariophilie
Hydrocotyle fausse renoncule - *Hydrocotyle ranunculoides*, L.f., 1782	Horticulture ornementale
Myriophylle du Brésil - *Myriophyllum aquaticum,* Verdcourt, 1973	Horticulture ornementale
Jussies - *Ludwigia* spp.	Horticulture ornementale
Crassule de Helms - *Crassulla helmsii,* (Kirk) Cockayne, 1907	Horticulture ornementale
Baccharis à feuilles d'arroche - B*accharis halimifolia,* Linnaeus, 1753	Horticulture ornementale
Berce du Caucase - *Heracleum mantegazzianum,* Sommier et Levier, 1895	Horticulture ornementale
Erable négundo - A*cer negundo, Linnaeus,* 1753	Horticulture ornementale
Renouées - *Reynoutria* spp.	Horticulture ornementale, agriculture (fourrage)
Solidages - *Solidago* spp.	Horticulture ornementale
Balsamines - *Impatiens* spp.	Horticulture ornementale
Paspale à deux épis - *Paspalum distichum,* Linnaeus, 1759	Agriculture (fourrage)
FAUNE	
Écrevisse de Californie - *Pacifastacus leniusculus,* Dana, 1852	Aquaculture
Écrevisse de Louisiane - *Procambrus clarkii,* Girard, 1852	Aquaculture
Perche soleil - *Lepomis gibbosus,* Linnaeus, 1758	Pêche et aquariophilie
Trachémyde à tempes rouges - *Trachémys scripta elegans,* Wied, 1839	Animal de compagnie
Xénope lisse - *Xenopus laevis,* Daudin, 1803	Élevage pour la recherche scientifique
Grenouille taureau - *Lithobates catesbeianus*, Shaw, 1802	Élevage, Ornementation
Bernache du Canada - *Branta canadensis,* Linnaeus, 1758	Ornementation
Ouette d'Égypte - *Alopochen aegyptiacus,* Linnaeus, 1766	Ornementation
Érismature rousse - *Oxyura jamaicensis,* Gmelin, 1789	Présentation dans les zoos
Ibis sacré - *Threskiornis aethiopicus,* Latham, 1790	Présentation dans les zoos
Vison d'Amérique - *Neovison vison*, Schreber, 1777	Élevage pour la pelleterie
Ragondin - *Myocastor Coypu*, Molina, 1782	Élevage pour la pelleterie
Rat musqué - *Ondathra zibethicus,* Linnaeus, 1766	Élevage pour la pelleterie

Figure 15 *Principales voies d'introduction d'espèces exotiques en Europe. Source : DAISIE, 2009.*



1. Contrôle biologique
2. Produits contaminants
3. Échappées
4. Bateaux
5. Canaux
6. Loisirs
7. Animaux de companie échappés
8. *Biofouling*
9. Autres
10. Aquaculture
11. Inconnu
12. Eaux de ballast
13. Ornementation
14. Amélioration de la faune
15. Élevage de poisson
16. Dispersion
17. Dispersion naturelle
18. Structures flottantes
19. Agriculture
20. Foresterie
21. Horticulture
22. Contamination par les graines
23. Stockage de produits
24. Transport
25. Chasse
26. Échappées d'élevage
27. Pelleterie
28. Contamination par des minéraux
29. Introduction intentionnelle
30. Introduction non-intentionnelle
31. Hybridation
32. Échappées de fermes
33. Échappées de zoos

Des invasions spontanées et subspontanées

■ Invasions spontanées

Certaines espèces peuvent s'établir dans une nouvelle aire géographique sans que les activités humaines n'aient eu d'action facilitatrice sur cet établissement. On ne peut ainsi pas à proprement parler d'espèces exotiques envahissantes (voir définitions p. 10). Leurs invasions peuvent être qualifiées de spontanées ou de naturelles. Elles peuvent se produire lorsqu'une barrière physique ou environnementale entre deux aires disparaît, permettant alors le déplacement de l'espèce vers l'aire d'accueil par un mécanisme de transport biotique (animal) ou abiotique (courant, vent, etc.) (Ashton et Mitchell, 1989).

Ces invasions spontanées restent rares et peu connues. La distance géographique entre la zone d'origine de l'espèce et le site d'introduction représente probablement la barrière la plus difficile à franchir, notamment pour les plantes aquatiques des eaux douces. Les possibilités de changement d'aires sont très faibles chez ces espèces, car elles ne peuvent pas survivre hors de l'eau pendant de longues périodes et tolèrent mal une période prolongée dans l'eau de mer (Haller *et al.*, 1974).

Les plus grandes capacités de dispersion de certaines espèces animales leurs permettent de franchir plus facilement ces barrières. C'est le cas la Tourterelle turque (*Streptopelia decaocto*) originaire d'Asie mineure, du proche et du Moyen-Orient, qui aurait atteint spontanément Constantinople pour y constituer d'importantes populations dès le XVIe siècle et se retrouve largement dispersée en métropole (Pascal *et al.*, 2006). Un autre exemple est celui de la Libellule purpurine (*Trithémis annulata*) qui aurait naturellement migré de l'Afrique du Nord vers le Sud de l'Europe depuis la fin du XXe siècle et s'installe progressivement en France (Deliry, 2010), peut-être à cause du changement climatique.

■ Invasions subspontanées

L'ouverture de nouvelles voies de circulation facilite le transport d'espèces d'une aire géographique à une autre. On parle alors d'invasion subspontanée lorsque les actions de l'Homme mettant en contact des milieux jusqu'alors étrangers permettent de façon indirecte l'arrivée d'une espèce dans un nouveau territoire. La construction de canaux de navigation mettant en contact des bassins initialement isolés a permis à de nombreuses espèces aquatiques d'étendre leur aire de répartition soit en empruntant certains moyens humains de locomotion soit par leurs propres moyens. Par exemple, le percement du Canal de Suez (figure 16) conduit à l'introduction de 200 à 300 espèces provenant de la Mer Rouge dans la Méditerranée (*migrations lessepsiennes*) (Ramade, 1993). De même, le Silure glane (*Silurus glanis*) ou le Sandre (*Sander lucioperca*) ont bénéficié du réseau de canaux de métropole, en complément de vecteurs directs tels que l'aquaculture et la pêche de loisir. Ouvert en 1992, le canal Danube-Main-Rhin a offert un passage facile vers l'Europe de l'Ouest (migrations *Ponto-Caspiennes*) pour la Faune Ponto-Caspienne comme différentes espèces de gobies (*Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri, Proterorhinus semilunaris*, etc.) (Manné *et al.*, 2013) et à diverses espèces d'invertébrés aquatiques (Devin *et al.*, 2005), maintenant bien présentes dans le bassin du Rhin.

Figure 16

© NASA MISR images

Vue satellite du canal de Suez et de ses environs.

Des phénomènes de dispersion subspontanée peuvent également être des conséquences de changements environnementaux (déforestation, par exemple) ou des changements climatiques : l'augmentation de la température, les variations du régime hydrique ou encore la montée du niveau océanique auront de fortes conséquences sur la qualité de l'eau et le fonctionnement des milieux touchés, ce qui pourrait entraîner des modifications de la dynamique des espèces indigènes et des espèces allochtones (Dutartre et Suffran, 2011). Notons sur ce point que la réglementation européenne récemment votée n'inclut pas dans les espèces invasives « les espèces dont l'aire de répartition naturelle évolue sans intervention humaine, en raison de la modification des conditions écologiques et du changement climatique ».

Dynamique de colonisation et chronologie

■ Des barrières naturelles multiples

Toutes les espèces importées par l'Homme ne deviennent pas invasives. D'après Richardson *et al.*, (2000), pour qu'une espèce exotique devienne envahissante, elle doit franchir différentes barrières d'ordres géographique ou environnemental (figure 17). À chaque barrière franchie, les termes employés pour préciser le statut de l'espèce changent et l'invasion se fait plus probable.

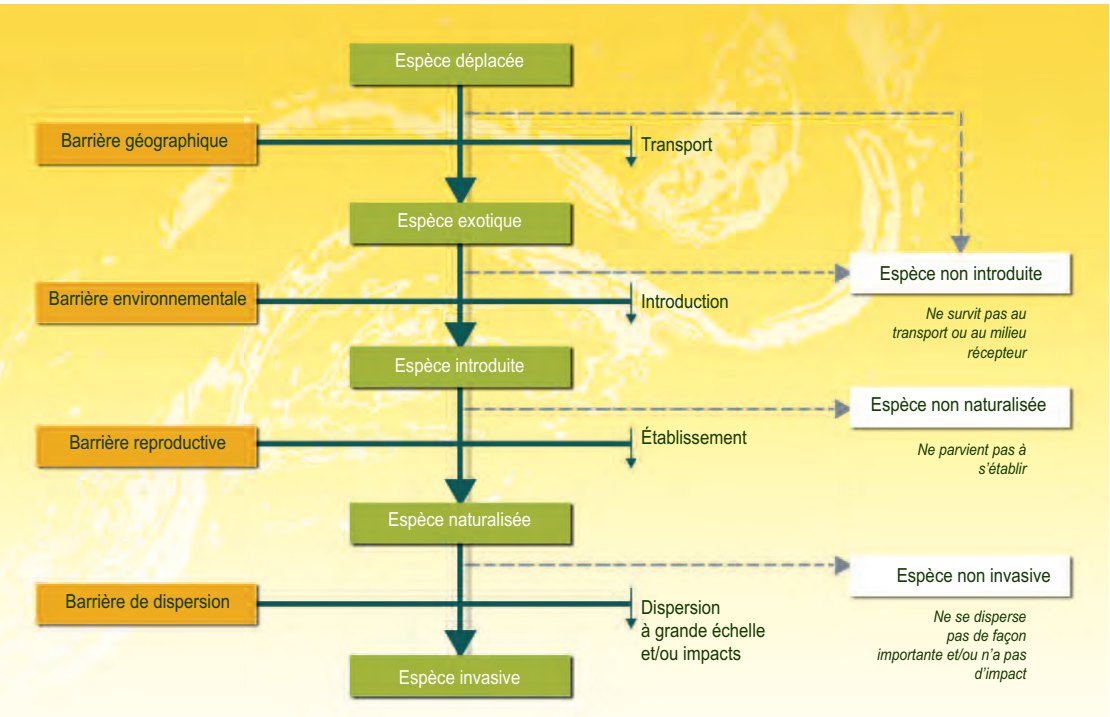
Le franchissement de la première barrière géographique se fait généralement grâce à l'intervention de l'Homme, par des transports et des introductions volontaires ou accidentelles. C'est la phase d'introduction.

Les barrières environnementales contraignent ensuite l'espèce à vivre dans les conditions environnementales du site d'accueil, conditions abiotiques (climat, ressources alimentaires, habitats) et biotiques (prédateurs, pathogènes, ressources trophique). C'est la phase d'acclimatation.

Le troisième type de barrière est lié à la reproduction de l'espèce : elle doit être capable de se reproduire pour développer une population viable à long terme. C'est la phase de naturalisation.

Vient enfin la phase d'expansion où l'espèce franchit la barrière de dispersion, se dispersant dans le territoire en colonisant de nouveaux habitats. C'est la phase d'expansion.

Figure 17



Barrières à franchir pour qu'une espèce exotique devienne envahissante. D'après Richardson et al.*, 2000.* Ce schéma théorique de la dynamique d'espèces conduisant à des invasions biologiques est à utiliser avec précaution car les processus de survie et de dispersion sont fonctionnels durant l'ensemble du déroulement de cette dynamique. D'après Richardson *et al.*, 2000. Schéma adapté par Mazaubert, 2013.

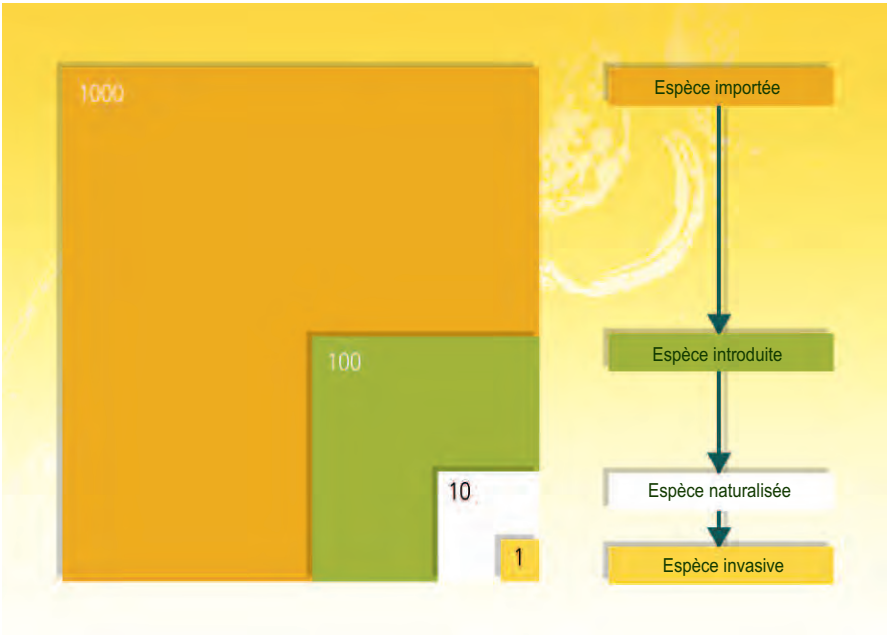
■ Le succès des invasions biologiques

Nombre d'espèces sont incapables de franchir successivement ces différentes barrières. Au final, seule une faible proportion des espèces devenues introduites après le franchissement d'une barrière géographique devient effectivement envahissante et susceptible de présenter des impacts négatifs sur l'environnement et les usages humains.

En 1996, Williamson a proposé la règle des « *Three tens rule* » (règle des trois fois dix). Cette règle correspond à une réduction d'un facteur de 10 entre le nombre des espèces importées dans un territoire donné, celui des espèces introduites, celui des espèces naturalisées et celui des espèces exotiques envahissantes sur ce même territoire.

Ainsi, selon cette règle, sur 1 000 espèces importées par l'Homme, 100 seraient introduites dans un territoire, 10 parviendraient à se reproduire et une seule deviendrait envahissante (figure 18). Ces valeurs correspondent à des probabilités et varient en fonction des groupes d'espèces, de la nature des sites et des communautés d'accueil, et des modalités d'introduction.

Figure 18



Schématisation de la règle des trois dix de Williamson. D'après Mazaubert, 2008.

Cette règle empirique se vérifie assez bien pour les espèces végétales mais la probabilité de succès d'une invasion est beaucoup plus importante pour les vertébrés et peut varier entre 15 et 50 % (Jeschke et Strayer, 2005). Dans le cas des espèces aquatiques introduites en Europe, le taux de naturalisation est estimé à 63 % (García - Berthou *et al.*, 2005).

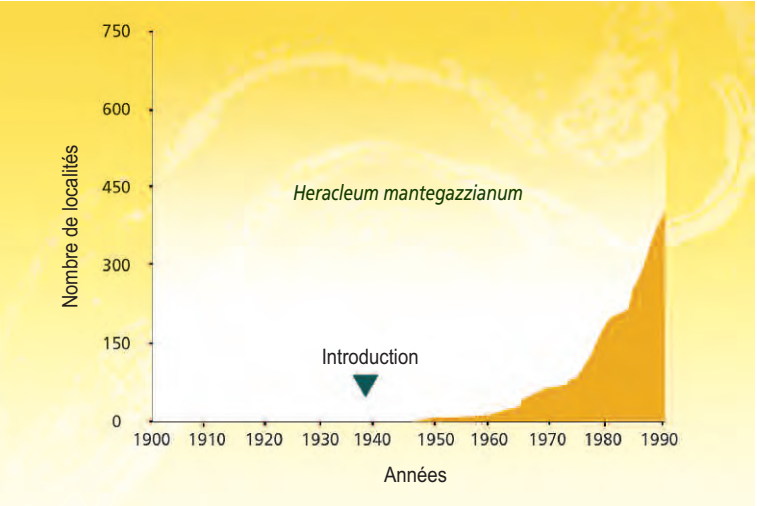
■ Une phase de latence

Le franchissement des barrières environnementales et reproductives est très variable selon les espèces. Il peut s'étaler sur plusieurs dizaines d'années voire atteindre un siècle et demi dans certains cas (Kowarik, 1995) et une espèce exotique peut se maintenir pendant de longues périodes en phase de latence dans son écosystème d'accueil sans pour autant devenir envahissante.

L'invasion proprement dite pourra être déclenchée à la suite de modifications écologiques du milieu causées ou non par les activités humaines, de modifications biologiques de l'espèce (adaptations au milieu d'accueil), ou encore lors du franchissement d'un seuil démographique par la population fondatrice permettant à celle-ci de croître plus rapidement, devenant ainsi envahissante (Soubeyran, 2008).

Par exemple, Pyšek et Prach, dans leur étude de la dynamique d'invasion de la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) en République tchèque, ont identifié une phase de latence depuis l'introduction de cette espèce au XIXe siècle jusqu'au début des années 1940, durant laquelle ses populations sont restées très réduites (figure 19). Une phase de forte multiplication du nombre de localités a suivi ; les auteurs l'ont attribuée aux modifications des habitats de cette espèce (Pyšek et Prach, 1993 *in* Muller, 2004).

Figure 19

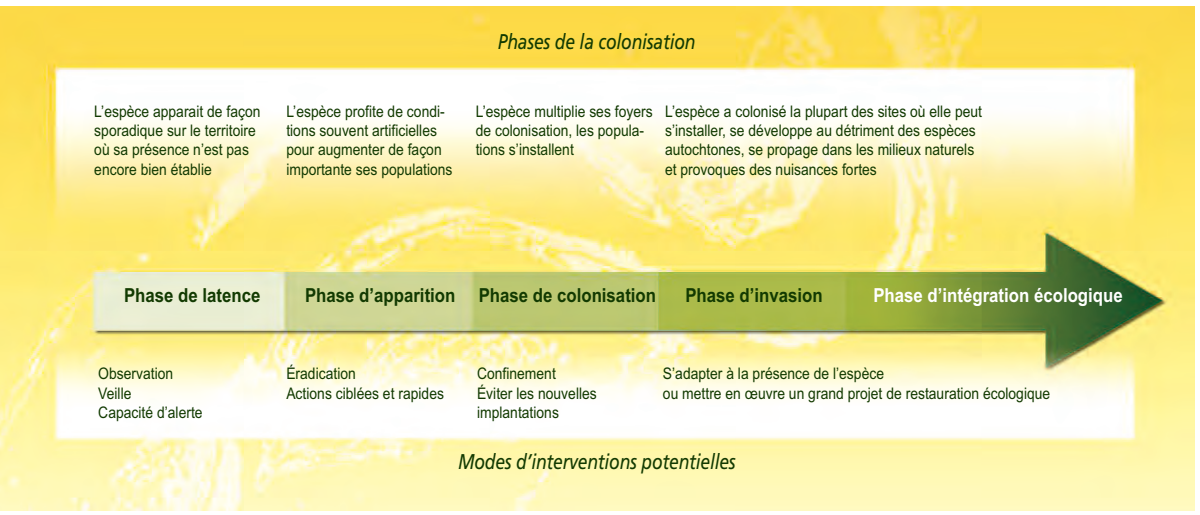


*Courbe d'invasion de la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) en République tchèque, au cours du XXe siècle. D'après Pyšek et Prach, 1993.*

■ Les phases de colonisation

Correspondant au franchissement des barrières précédemment citées, le processus d'invasion induit des phases successives de colonisation d'un territoire donné, depuis l'arrivée de l'espèce exotique jusqu'à l'apparition de difficultés de gestion en lien avec la prolifération de cette espèce. Selon les espèces, les modes d'intervention de gestion potentiellement applicables peuvent varier en fonction de ces différentes phases et, plus la colonisation progresse, plus la mise en œuvre de ces interventions peut être coûteuse (figure 20).

Figure 20



Les différentes phases de la colonisation d'une espèce exotique et les modes d'intervention correspondants. D'après Mazaubert, 2008.

Avant que l'espèce n'arrive sur un territoire, la prévention est sans conteste la meilleure des solutions. L'évaluation des risques d'introduction, la réduction ou l'annulation des flux d'espèces par des améliorations de la règlementation du commerce mondial des espèces, entre autres moyens, permettraient sans aucun doute de limiter les impacts des invasions biologiques.

Une fois l'espèce arrivée sur un territoire, pour que la gestion de l'espèce exotique soit la plus efficace et la plus rentable possible, il est évidemment préférable d'intervenir dans les premières phases du processus (intervention rapide). Pendant la phase de latence, il est difficile de déterminer si l'espèce peut devenir invasive, mais des analyses de risques peuvent être réalisées en s'appuyant sur les informations disponibles sur ses capacités de colonisation dans d'autres régions d'introduction et permettre de décider d'une stratégie de gestion préventive comportant par exemple, des mesures pour limiter la dispersion anthropique de l'espèce dans le milieu naturel (sensibilisation, interdiction de la commercialisation, etc.).

La phase d'apparition semble être la plus déterminante car l'éradication peut encore être un objectif atteignable. Il s'agit de faire disparaître l'espèce et ses propagules du site d'accueil pour éviter toute dispersion ultérieure. Les connaissances disponibles sur la biologie et l'écologie de l'espèce peuvent aider à définir les techniques d'interventions dans ce cas particulier.

Lors de la phase de colonisation (d'expansion géographique), l'éradication devient rapidement irréalisable. Deux démarches peuvent être appliquées : le confinement des zones infestées, la surveillance de la périphérie des zones infestées et la mise en œuvre de dispositifs d'alerte pour tenter de figer les fronts de colonisation par des interventions adaptées aux territoires et aux espèces concernés.

Aux phases d'invasion puis d'intégration écologique, l'espèce est installée quelquefois sur de vastes territoires et sa gestion devient difficile et généralement onéreuse (encadré 2). Des interventions régulières restent toutefois indispensables, dont les objectifs sont de maintenir l'espèce à un niveau de colonisation limité produisant des nuisances ou des dommages à des niveaux non significatifs ou jugés tolérables par les usagers.

Encadré 2

Les invasions biologiques dans le temps

Les invasions biologiques peuvent s'étendre sur des décennies, se développer rapidement et nécessiter, pour certaines espèces et durant des périodes indéfinies, des interventions de gestion souvent coûteuses destinées à réduire les nuisances ressenties ou les dommages évalués. Comment peut évoluer cette situation ? Ces espèces vont-elles rester indéfiniment envahissantes et responsables de nuisances ?

Il est évidemment difficile de répondre de manière générale à cette question, tant les situations et les dynamiques des différentes espèces de flore et de faune concernées peuvent être diverses. Chaque situation à gérer (combinaison du territoire concerné, de(s) (l')espèce(s) invasive(s) et des besoins humains) est relativement unique et les modalités de sa gestion doivent être suffisamment adaptées pour atteindre les objectifs fixés. Des interventions de gestion sur certaines espèces exotiques envahissantes ont eu lieu dès que les moyens humains disponibles ont permis des interventions organisées, même si le statut d'origine des espèces n'était pas du tout pris en compte. En ce qui concerne la flore, les moyens manuels utilisés en agriculture ont progressivement été remplacés par des techniques mécanisées, ultérieurement transposées en milieux aquatiques : c'est en particulier le cas des faucardages de plantes aquatiques mis en place dès les années 1920 sur des plans d'eau colonisés par des plantes immergées en utilisant des barres de coupe issues du matériel agricole et installées sur des embarcations (Dutartre et Tremea, 1990). La régulation de la faune nuisible aux productions agricoles est également relativement ancienne et les techniques de destruction ou de piégeage sont toujours applicables.

Même si des réflexions plus anciennes sur le concept d'invasions biologiques ont émergé à partir des travaux de De Candolle, Darwin ou Thellung, le début des recherches spécifiques sur les invasions biologiques est relativement récent et l'ouvrage d'Elton (1958), intitulé *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* est généralement considéré comme la première synthèse sur cette thématique. Depuis cette époque de très nombreux travaux de recherche ont été menés mais, faute de recul temporel suffisant, assez peu portent sur l'évolution sur plusieurs décennies de ces invasions.

Ces espèces vont-elles disparaître ou au contraire intégrer les communautés vivantes de leur région d'accueil pour y jouer des rôles fonctionnels au même titre que les espèces indigènes actuelles de ces communautés ? Certaines d'entre elles pourraient-elles être plus adaptables au changement climatique et quelles en serait les conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes et des services associés ? Serait-il envisageable que certaines d'entre elles deviennent des espèces domestiquées ou cultivées en considérant les services qu'elles pourraient rendre en substitution d'espèces indigènes en régression ?

Un exemple sur la flore aquatique est assez bien documenté : il s'agit de l'Élodée du Canada *(Elodea canadensis*, Michaux, 1803). Originaire d'Amérique du Nord, cette espèce immergée a été observée pour la première fois en Europe en 1840, près de Dublin, puis en 1842 en Angleterre et ensuite en Belgique et en France à partir de 1860 (Sculthorpe, 1967). Jusqu'à la fin du siècle, elle a progressivement gagné le reste de l'Europe jusqu'en Scandinavie : après avoir causé des nuisances dans de nombreux plans d'eau d'Europe de l'ouest jusqu'au début du XXe siècle, cette espèce semble actuellement stabilisée et n'engendre plus, à notre connaissance, de nuisances importantes, hormis dans les pays nordiques (Hellsten, Oulu Univ. comm. pers) ou de manière très occasionnelle (Haury *et al.*, 2010). Elle fait actuellement partie des hydrophytes largement distribués dans les milieux aquatiques stagnants ou à courants modérés à faibles du continent. Elle est toujours considérée comme une espèce exotique envahissante, mais sa dynamique d'expansion géographique semble stoppée. Après avoir été invasive et considérée comme telle pendant plus de cinquante ans, est-elle maintenant intégrée dans les communautés d'hydrophytes européennes ?

Même modifiés par les interventions humaines, les dynamiques de développement des populations d'organismes vivants peuvent s'étendre sur des décennies : la phase de latence de certaines espèces exotiques avant le démarrage effectif de l'invasion en est un exemple. L'intégration éventuelle des espèces invasives dans les communautés d'accueil peut sans doute prendre le même ordre de durée ce qui rend très complexe l'analyse de son évolution. Les jussies, présentes en métropole depuis plus de 150 ans, et en phase d'invasion depuis environ quatre décennies, sont assez régulièrement consommées par des invertébrés indigènes, comme par exemple *Ludwigia grandiflora* par le coléoptère *Altica lytrhi* (Petelczyc *et al.,* 2006) (figure 21). Ces phytophages opportunistes pourront peut-être exercer une pression croissante sur les jussies et arriver à les faire régresser pour les amener à des niveaux d'occupation des biotopes de même ordre que les plantes aquatiques indigènes, mais dans quel délai ?

Figure 21

© J.K. Lindsey

Altica lytrhi *est un petit coléoptère qui se nourrit de la Jussie à grandes fleurs.*

Par ailleurs, les processus permanents de coévolution s'exerçant au sein des communautés vont également s'appliquer aux espèces invasives, au moins à celles subsistant de manière pérenne dans leurs communautés d'accueil : quel pourrait en être le rythme, les conséquences sur les écosystèmes futurs, les besoins de leur gestion ?

Des facteurs favorisant le succès des invasions

Le succès d'une invasion est dû à la combinaison de caractères propres à l'espèce introduite, aux composantes environnementales plus ou moins favorables de l'écosystème colonisé et au facteur hasard (Soubeyran, 2008). Les modifications environnementales, naturelles ou anthropiques sont également des sources de facilitation des invasions. Aussi, les innombrables combinaisons de ces facteurs rendent-elles très difficile, voire impossible la prédiction d'une invasion, même si des facteurs déterminants peuvent être identifiés.

■ Pression de propagules

Le succès d'une invasion peut dépendre des flux d'importation et d'introductions d'espèces, soit le nombre d'individus introduits et le nombre d'introductions, définis comme une « pression de propagule » (Williamson, 1996). Le terme de propagule (ou diaspore) correspond à n'importe quelle partie de plante ou d'animaux pouvant être dispersée et donner naissance à un individu (par exemple des fragments de tiges chez l'Egérie dense, figure 22). Il a été démontré que la pression de propagules intervenait généralement dans l'explication du succès d'établissement des espèces et de l'ampleur des invasions biologiques (Williamson, 1996 ; Lockwood, 2005 ; Colautti, 2006 ; Dehnen-Schmutz, 2007 ; Pyšek *et al.*, 2009 ; Simberloff, 2009). En effet, plus le nombre d'individus et d'introductions est important sur un territoire donné, plus la probabilité d'installation de l'espèce considérée pourra y être élevée.

Figure 22

© A. Dutartre, Irstea

Dépôts de fragments de plantes sur une plage du lac de Parentis-Biscarosse (Landes). Les tiges de certaines plantes immergées, comme par exemple celles du Grand lagarosiphon ou de l'Égérie dense peuvent survivre dans les eaux durant de longues périodes et être facilement transportées : elles constituent autant de boutures potentielles.

■ Caractéristiques de l'environnement d'accueil

L'environnement d'accueil joue également un rôle important dans le développement d'une invasion. D'après Williamson (1996), toutes les communautés sont susceptibles d'être envahies mais certaines plus que d'autres en raison de leur fragilité. Ainsi, il semblerait que les perturbations écologiques des habitats soient un facteur favorable aux invasions biologiques : l'anthropisation et l'artificialisation des milieux concourent à diminuer les capacités de résistance et de résilience[4] des écosystèmes face aux invasions (Williamson 1996, Mack *et al.*, 2000) et favorisent les espèces exotiques opportunistes. Il en serait de même pour les écosystèmes comportant des niches écologiques vacantes ou comportant un faible nombre d'espèces (Williamson 1996, Mack *et al.*, 2000).

4- Capacité que possède un écosystème à tendre vers sa trajectoire évolutive d'origine, par auto-organisation, face à des contraintes fortes.

■ Profil biologique des espèces exotiques envahissantes

Arriver à définir les caractéristiques fondamentales d'une espèce invasive pourrait théoriquement permettre de prévenir les invasions futures et de mieux adapter les stratégies et la réglementation. Toutefois, bien que certaines espèces invasives semblent avoir des traits communs, les exceptions sont nombreuses et la démarche est rendue complexe par les nombreuses interactions existant entre les caractéristiques de l'espèce considérée, celles de l'écosystème récepteur et les modalités d'introduction (Barbault *et al.*, 2010 ; Mack *et al.* 2000). Il est ainsi quasiment impossible d'établir un « profil biologique type » des espèces invasives, ne serait-ce que parce qu'il ne s'agit pas d' « une invasion » mais bien d' « invasions ».

Certains auteurs ont tout de même identifié des caractéristiques biologiques pouvant contribuer au succès d'implantation d'une espèce exotique envahissante, telles que la forte capacité de reproduction et d'appropriation des ressources par une croissance rapide et importante, de grandes capacités de dispersion, une bonne adaptation aux perturbations (Pyšek *et al.*, 1995) ou encore un comportement ou une dynamique en lien avec les activités humaines (Pascal *et al.*, 2006). Ces caractéristiques sont à la base des méthodes d'évaluation des risques d'introduction (encadré 3).

Par exemple, Hayes et Barry (2008) ont réalisé une synthèse de 49 études testant 115 caractéristiques biologiques au sein de sept groupes d'espèces. Les caractéristiques expliquant le mieux le succès d'implantation des espèces sont liées à la similarité biogéographique du milieu d'origine et du milieu d'introduction, à la pression de propagules mais sont rarement liés à la physiologie, la morphologie de ces espèces. Tout particulièrement chez les plantes, cette étude a montré que la surface foliaire et le système de reproduction sexuée (dioécie, monoécie ou hermaphrodisme) ou encore la taille de l'aire de répartition d'origine, jouent un rôle significatif dans le succès d'implantation des espèces. Pour l'ensemble des sept groupes d'espèces étudiés, la pression de propagules, ou pression d'introduction, joue un rôle majeur dans le succès d'implantation des espèces et est souvent favorisée par l'Homme par le biais d'introductions volontaires répétées.

Jusqu'à présent, les tentatives pour prédire quelles espèces, parmi une série d'introductions potentielles, sont susceptibles de devenir envahissantes ont eu un succès très mitigé (par exemple, Mack *et al.*, 2000). En effet, les modèles utilisés ne rendent pas compte de la complexité du système à analyser : le profil biologique et écologique des espèces invasives reste complexe à déterminer et prédire les zones susceptibles d'être envahies est encore plus problématique, les capacités de colonisation propres à chaque espèce, les caractéristiques des écosystèmes et les interactions espèce introduite/écosystème étant encore mal connues.

Malgré les imperfections de ces prédictions, la prévention reste néanmoins nécessaire dans le processus général de gestion des espèces exotiques envahissantes et implique de pouvoir anticiper et donc d'évaluer les risques d'invasions.

■ Évaluation et analyse des risques

Si la prévention des invasions biologiques doit nécessairement passer par la mise en place de réglementation permettant de contrôler les échanges d'espèces à toutes les échelles géographiques possibles, l'évaluation des risques d'invasion et d'impact que peut engendrer une espèce dans une nouvelle région du monde est nécessaire et doit porter à la fois sur les espèces dont l'importation est envisagée et sur celles arrivées de manière accidentelle.

S'appuyant sur les connaissances disponibles sur la biologie et l'écologie de l'espèce considérée et débouchant sur la proposition d'intégration dans des listes ou d'un « statut » pour cette espèce, couplé à d'éventuelles mesures règlementaires, cette évaluation de risque devrait permettre de mieux définir la politique de gestion à lui appliquer.

Cet aspect de la prévention a fait l'objet de recherches et d'analyses dans de nombreux pays diversement confrontés aux invasions biologiques. Les procédures actuellement disponibles sont assez nombreuses, présentant des caractéristiques et des objectifs relativement variables permettant un choix parmi elles selon le contexte particulier de la prévention envisagée (encadré 3).

Quelques méthodes d'analyses de risques

Le *Weed Risk Assessment* (WRA) (Pheloung *et al.*, 1999)

Ce système, développé en Australie, vise à accepter ou refuser des espèces proposées pour l'importation, en se basant sur 49 questions sur la biologie, la biogéographie, l'histoire de colonisation de l'espèce et son écologie. Des scores sont donnés pour chacun de ces critères et le score final permet de définir si l'espèce est acceptée pour l'importation, rejetée ou nécessite une évaluation plus approfondie.

Le modèle de Weber et Gut (2004)

Ce protocole a été établi pour l'évaluation du risque de prolifération de tous types de végétaux introduits en Europe. Douze questions sur l'espèce considérée (répartition, taxonomie, croissance, habitats, dispersion, densité des populations, similitudes de climat entre l'aire de répartition et l'aire d'étude, viabilité des graines et dispersion, etc.) permettent d'établir un score classant les espèces dans différentes catégories de risque (de faible à élevé).

Analyse des risques phytosanitaires (Fried et Brunel, 2009, Mandon-Dalger *et al.*, 2012).

Cette méthode est celle appliquée par l'Organisation européenne et méditerranéenne de protection des plantes (OEPP). Elle permet d'identifier quelle est la probabilité qu'une nouvelle espèce arrive dans un territoire donné, s'y naturalise et y engendre des impacts, et si nécessaire, de définir quelles sont les méthodes de lutte les plus appropriées. Cette méthode peut s'appliquer à tous types d'organismes, plantes, insectes, bactéries et virus. Sa mise en œuvre est relativement longue et coûteuse, difficilement applicable à l'ensemble des espèces potentiellement envahissantes déjà présentes à l'échelle nationale ou européenne. Aussi le besoin subsiste des développer de outils de hiérarchisation plus simples pour lister les espèces envahissantes et potentiellement envahissantes, afin d'établir des priorités d'espèces nécessitant la réalisation d'une analyse des risques phytosanitaires.

D'après Mandon-Dalger *et al.*, 2012, Mazaubert et Dutartre, 2010.

Dans cette optique, en France, les ministères en charge de l'écologie et de l'agriculture ont sollicité les services de l'État pour hiérarchiser les risques inhérents aux espèces végétales exotiques sur le territoire national et de proposer une liste documentée d'espèces à risques (Mandon-Dalger *et al.*, 2012). Différentes méthodes ont ainsi été testées en fonction de différentes échelles de gestion des plantes invasives (régional et national). L'analyse des risques phytosanitaireset la méthode de Weber et Gut ont semblé les plus appropriées, mais nécessitent des améliorations et des adaptations sur les typologies de réponse et les seuils proposés. Une analyse de hiérarchisation des habitats à l'échelle régionale est également indispensable pour mieux inventorier les impacts que les espèces exotiques envahissantes pourraient occasionner en les colonisant (Mandon-Dalger *et al.*, 2012), tout en sachant que ces analyses ne sont souvent qu'un cadre qu'il faut adapter à chaque situation.

Conséquences des espèces exotiques envahissantes

L'introduction délibérée de nouvelles espèces est parfois justifiée par les services que celles-ci peuvent rendre à l'Homme (valeur alimentaire, ornementale, agricole, cynégétique, etc.).

Toutefois, lorsque ces espèces deviennent envahissantes, la nature et l'importance des services attendus ne compensent plus les inconvénients qui résultent de leur prolifération. Les espèces exotiques n'induisent pas toutes des conséquences considérées comme graves, tels que des changements notables d'état/de fonctionnement, au sein des écosystèmes dans lesquelles elles s'installent. Mais une partie d'entre elles est à l'origine d'impacts très importants, directs ou indirects observés à différents niveaux. En Europe, le programme Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE) a estimé que 11 % des EEE présentaient des impacts écologiques négatifs et 13 % des impacts économiques négatifs. L'évaluation des coûts annuels des dommages et des interventions de gestion des espèces exotiques envahissantes à l'échelle européenne réalisée par Kettunen et ses collègues en 2008 dépassait 12 milliards d'euros (Kettunen *et al.*, 2008).

Les impacts des espèces exotiques envahissantes peuvent être regroupés au sein de cinq catégories (Ciruna *et al.,* 2004) :

- les impacts sur la biodiversité ;
- les impacts sur le fonctionnement écologique des écosystèmes ;
- les impacts sur la santé humaine ;
- les impacts sur la sécurité humaine ;
- les impacts socio-économiques.

Par ailleurs, il est important de souligner que l'impact immédiat est à mettre en perspective des impacts à venir avec l'obligation d'une gestion à moyen voire long terme, ce qu'on peut appeler aussi des « impacts différés ».

Altérations de la biodiversité

À l'échelle planétaire, les EEE sont actuellement considérées comme l'une des grandes menaces pour la biodiversité et, selon l'UICN, les EEE seraient la deuxième cause d'extinctions documentées d'espèces et la troisième menace à venir pour les espèces en danger d'extinction (UICN, 2014).
Ainsi, plus de 54 % des extinctions documentées d'espèces seraient liées aux effets des EEE et une extinction sur cinq (20 %) pourrait leur être directement imputée (Clavero et García-Berthou, 2005). De la même manière, Vié *et al.* (2008), ont estimé que 33 % des oiseaux et 11 % des amphibiens menacés sont impactés par les EEE. À l'échelle européenne, sur 395 espèces menacées, plus de 110 le seraient directement par des EEE (Ciruna *et al.*, 2004). Toutefois les preuves d'extinctions directement liées au EEE restent rares et documentées principalement dans les îles. Dans bien des situations, les extinctions d'espèces sont la conséquence d'un faisceau de pressions incluant les EEE mais aussi la destruction des habitats, la surexploitation, la pollution, etc.

Les EEE peuvent impacter la biodiversité aux échelles génétique, spécifique et écosystémique, mais aussi à l'échelle des communautés, en induisant des effets sur leur structure et leur composition (Randall *et al.*, 2009). Ces impacts sont d'autant plus importants sur les écosystèmes comme les milieux aquatiques d'eau douce et les îles, où les EEE peuvent causer des effets cumulatifs en cascade dans l'intégralité de la chaîne trophique.

■ Hybridation

L'impact sur la diversité génétique peut se faire par hybridation entre une espèce introduite et une espèce native par transfert de gènes. Ce phénomène est d'autant plus problématique que l'espèce indigène est rare et menacée.

Des hybrides infertiles peuvent entraîner le déclin des populations d'espèces indigènes lorsqu'ils représentent la majorité des descendants. Ainsi, le croisement entre le Saumon atlantique indigène (*Salmo salar*) et la Truite fario (*Salmo trutta*) introduite en Amérique produit des hybrides stériles qui réduisent le taux de croissance de la population de Saumon atlantique (Garcia de Leaniz et Verspoor, 1989). Même si on se situe à l'échelle infra-spécifique, il faut aussi souligner l'impact négatif des ré-empoissonnements en Truite fario de lignée domestique sur l'intégrité génétique des populations locales (Berrebi *et al.*, 2000).

Si ces hybrides sont fertiles, ils peuvent se croiser entre eux et avec les individus autochtones. C'est le cas, par exemple, de l'Érismature rousse (*Oxyura jamaicensis*) qui s'hybride avec l'Érismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*), espèce protégée et menacée d'extinction, présente en Espagne (Caizergues et Fouque, 2008). En France, la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) s'hybride avec une sous-espèce de la Berce commune (*Heracleum sphondylium subsp. pyrenaicum*) pour donner un hybride qui prolifère le long d'un cours d'eau dans les Pyrénées orientales : *Heracleum x carbonnieri Reduron*. Ces pollutions génétiques menacent l'intégrité des espèces indigènes et propagent des gènes éventuellement mal adaptés aux conditions écologiques locales, menant à un déclin graduel de la population native (Hulme, 2007). Un autre impact génétique peut se produire lorsque les hybrides sont susceptibles de présenter des nouveaux caractères leur permettant d'occuper des écosystèmes dont les parents étaient absents et où ils arriveront à mieux se développer. C'est par exemple le cas de *Reynoutria X bohemica* (figure 23), hybride le plus souvent stérile provenant du croisement de la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*) et de la Renouée de Sakhaline (*Reynoutria sachalinensis*). Enfin, l'hybridation d'individus d'une même espèce mais provenant de sources différentes peut aussi expliquer la forte diversité génétique que l'on retrouve chez certaines populations invasives (parfois supérieures aux populations natives) et leurs succès d'invasions (Kolbe *et al.*, 2004).

Figure 23

© J.-P. Reygrobellet

*Renouée de Bohème (*Reynoutria X bohemica*).*

■ Prédation et compétition

La modification de la diversité spécifique peut être qualitative (remplacement ou exclusion d'une espèce indigène) et/ou quantitative (réduction des individus d'une population) (Hulme, 2007). Les causes de ces changements de richesse spécifique peuvent être, par exemple, la compétition interspécifique pour les ressources alimentaires et l'habitat ou la prédation directe. Cette compétition peut réduire, voire dans certains cas éliminer totalement les espèces indigènes, sur une partie plus ou moins grande de leur aire de répartition. Dans certains cas, elle peut toutefois stimuler la diversité voire même favoriser des espèces indigènes et l'analyse de l'évolution du système ne doit pas être seulement temporelle mais aussi organisationnelle.

Les prédateurs exotiques envahissants présentant des comportements alimentaires généralistes et opportunistes peuvent présenter des impacts importants sur les populations natives. Ainsi, en Grande-Bretagne, le Vison d'Amérique (*Neovison vison*) est responsable du déclin des populations de Campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*) (Bonesi *et al.*, 2006). Le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) se nourrit de moules d'eau douce, ce qui mène souvent à des extinctions locales des populations (Jokela et Mutikainen, 1995).

La compétition pour les ressources entre espèces exotiques envahissantes et espèces autochtones est souvent difficile à démontrer ou à quantifier, notamment chez les animaux, où les données reposent souvent sur des observations ponctuelles (Hulme, 2007). Pour la flore, en revanche, la compétition pour les ressources en lumière (par exemple, la compétition entre l'Érable négundo (*Acer negundo*) et les saules blanc en bordure de cours d'eau (Bottollier-Curtet *et al.*, 2012)) et nutriments est mieux documentée (*European Environnent Agency*, 2012). À l'instar de certaines espèces indigènes dominantes, de nombreuses espèces végétales exotiques envahissantes finissent par former des tapis monospécifiques, entrainant de fait une forte réduction de la richesse spécifique locale (Muller, 2004 ; Fried *et al.,* 2013).

■ Transmission de pathogènes et de parasites

Les invasions biologiques peuvent également avoir des conséquences préjudiciables sur le plan sanitaire, par l'introduction directe de pathogènes ou d'hôtes contaminés ou par l'émergence de nouvelles pathologies. La Grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*, figure 24a) et le Xénope lisse (*Xenopus laevis*) sont porteurs sains d'un champignon parasite, *Batrachochytrium dendrobatidis*, reconnu comme une cause majeure d'extinction des amphibiens autochtones (Berger *et al.*, 1999). C'est aussi le cas pour les trois espèces d'écrevisses indigènes en France, l'Écrevisse des torrents (*Austropotamobius torrentium*), l'Écrevisse à pattes rouges (*Astacus astacus*) et l'Écrevisse à pieds blancs (*Austropotamobius pallipes*), qui sont sensibles à la « peste des écrevisses » ou l'aphanomycose, maladie mortelle causée par un champignon (*Aphanomyces astaci*) véhiculé par les écrevisses américaines, c'est-à-dire l'Écrevisse américaine (*Orconectes limosus*), l'Écrevisse du Pacifique ou Écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus*) et l'Écrevisse rouge de Louisiane (*Procambarus clarkii*), qui ont été introduites depuis le XIXe siècle et qui sont maintenant très répandues sur le territoire français (figure 24b) (Diéguez-Uribeo et Soderhall, 1993).

Figure 24

a © E. Mazaubert
b © N. Poulet, Onema

La Grenouille taureau (a) et l'Écrevisse de Louisiane (b), espèces exotiques envahissantes porteuses saines de pathogènes.

Lorsque ces espèces dominent, l'ensemble de leurs impacts peut mener à un appauvrissement des communautés biologiques autochtones et à une transformation plus ou moins importante des écosystèmes pouvant se traduire par une banalisation du milieu et de ses communautés vivantes.

Conséquences sur le fonctionnement écologique des écosystèmes aquatiques

■ Modification de la chaîne trophique

On peut raisonnablement penser que toute introduction d'espèce exotique est susceptible de modifier le réseau trophique du milieu colonisé. Si cela n'est pas toujours le cas (voir le cas des poissons top-prédateurs introduits en plans d'eau, Boulêtreau, 2012), il est des cas particulièrement évidents comme celui des bivalves invasifs tel que la dreissène *Dreissena polymorpha* ou les corbicules *Corbicula* sp. Ces organismes filtrent l'eau (un à deux litres par jour pour une dreissène adulte) à la fois pour respirer et pour se nourrir du phytoplancton et en zooplancton de petite taille. Tout ce qui est en suspension dans l'eau et de taille inférieure au diamètre du siphon inhalant passe à l'intérieur de l'animal. Cette activité de filtration est un trait d'union entre la colonne d'eau et le fond d'un cours d'eau, entre le seston (colonne d'eau) et le benthos. On parle d'une benthisation des communautés suite à la prolifération de dreissènes ou corbicules : la filtration ramène de la biomasse (essentiellement phytoplanctonique) du seston vers le fond (via les fèces), l'effondrement de la biomasse phytoplantonique et zooplanctonique entraine un éclaircissement des eaux, les herbiers se développent, les autres compartiments (poissons, invertébrés) réagissent en cascade à ces modifications. Il serait tentant d'y voir là les signes d'une amélioration de la qualité de l'eau mais les conséquences des invasions de bivalves sont complexes (*cf*. pH et oxygène dissous) (Beisel, 2014). Par exemple, la composition des communautés algales change et en particulier la nature des espèces dominantes : dans certains cas ce sont des algues vertes ou des diatomées qui deviennent dominantes, dans d'autres des efflorescences à cyanobactéries (*Microcystis aeruginosa* par exemple). Un autre exemple est celui de l'Écrevisse de Louisiane dont l'invasion dans les marais de Brière a engendré une profonde modification de la chaîne trophique en devenant le maillon principal de la transmission d'énergie vers les poissons (Paillisson *et al.*, 2012), rôle probablement assuré auparavant par les différentes espèces d'invertébrés benthiques devenus aujourd'hui très rares.

■ Température et échanges gazeux

En milieu stagnant, la densité des herbiers d'espèces végétales exotiques envahissantes peut induire un gradient de température qui peut avoir des conséquences négatives sur la faune et la flore aquatiques. Cette couverture végétale qui limite également les échanges gazeux avec l'atmosphère (Lejas, 2002) n'est pas spécifique des espèces exotiques, mais les espèces indigènes pouvant se développer de cette manière couvrent généralement de moindres superficies ou des biotopes particuliers.

■ pH et oxygène dissous

La prolifération végétale de plantes immergées, exotiques ou non, peut induire, au cours de la journée, des variations importantes de l'oxygène dissous et du pH qui sont préjudiciables pour la faune : pour l'oxygène, des sursaturations de fin de journée pouvant dépasser 200 % suivies de fortes sous-saturations en fin de nuit peuvent être observées ainsi que des variations de pH pouvant atteindre deux unités (Dutartre *et al.*, 2009). L'intensité de ces variations nycthémérales dépend de la biomasse végétale présente et du renouvellement des eaux : elles sont surtout importantes en milieux stagnants. Parmi les EEE, les hydrocharitacées immergées (*Elodea* spp., *Egeria densa, Lagarosiphon major*) peuvent produire de telles variations.

La filtration sert aux bivalves pour se nourrir mais aussi pour s'oxygéner. La décomposition de la matière organique rapportée vers le fond est également consommatrice d'oxygène. En été, période de basses eaux mais également de températures élevées, l'effet des bivalves sur le bilan en oxygène peut conduire à une désoxygénation préjudiciable à d'autres compartiments, comme la faune piscicole (Beisel, 2014).

Par ailleurs, en dessous de 2 mg/L d'oxygène dans l'eau, aucun poisson ne peut survivre C'est le cas notamment lors des proliférations en milieux stagnants des jussies (*Ludwigia* spp.,) ou du Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) dont les herbiers amphibies denses couvrent les eaux et empêchent les échanges d'oxygène.

■ Lumière

La croissance des herbiers, exotiques ou indigènes, à forte productivité en surface des eaux peut entrainer une atténuation de la lumière et par conséquent une réduction des potentialités de développement des autres végétaux. Ce phénomène peut constituer un risque d'uniformisation du paysage lorsque l'ombrage agit sur une ou plusieurs espèces et par conséquent limite la richesse biologique globale de l'habitat. C'est ce qui peut se produire par exemple lors de développement d'herbiers denses de plantes immergées venant affleurer la surface ou de plantes flottantes. Par exemple, pour les espèces exotiques immergées, la lumière transmise à un mètre de profondeur dans des herbiers denses d'Égérie dense (*Egeria densa*) n'est que de 1% de la lumière incidente (Nakanishi *et al.*, 1989). Il peut en être de même pour les lentilles d'eau (*Lemna* sp.), et parmi elles, les espèces exotiques, la Lentille minuscule (*Lemna minuta*, figure 25) ou la Lentille d'eau rouge (*Lemna turionifera*), qui peuvent réduire la lumière incidente dans les eaux de 80 % et entrainer ainsi une disparition des plantes immergées (Peltre *et al.*, 2002). La faune invasive telle que la Carpe commune (*Cyrpinus carpio*) peuvent aussi causer la disparition de la végétation aquatique à la fois par broutage mais aussi via leur action bioturbatrice qui engendre un taux important de matière en suspension et limite la pénétration de la lumière dans l'eau (Weber et Brown, 2011).

Figure 25

© E. Mazaubert

*Lentilles d'eau (*Lemna sp.*).*

■ Fragilisation des berges et des ouvrages

Par exemple, en creusant leurs terriers, le Ragondin (*Myocastor coypus*), l'Écrevisse américaine (*Orconectes limosus*) et l'Écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) déstabilisent les berges et peuvent provoquer leur effondrement. Un autre exemple dans le règne végétal, est celui de la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*), qui peut favoriser l'érosion hivernale des berges de certains cours d'eau car, ayant éliminé la végétation indigène, elle n'offre plus de couvert végétal pouvant les protéger (Ciruna *et al.*, 2004). De plus, ses racines sont capables de fissurer le béton et de ce fait risquent de déstabiliser les ouvrages présents sur les cours d'eau. Ces impacts ne sont pas spécifiques des EEE mais les grandes capacités de colonisation de ces espèces peuvent les multiplier sur de vastes linéaires.

■ Banalisation des paysages

Lorsqu'elles occupent rapidement d'importantes superficies, certaines espèces comme les renouées (*Reynoutria* sp.) ou les balsamines (*Impatiens* sp.) en bordure de cours d'eau peuvent provoquer un phénomène d'uniformisation et de banalisation du milieu et du paysage. Il en est de même pour les jussies (*Ludwigia* spp.) qui colonisent désormais des dizaines d'hectares de prairies humides modifiant la perception des marais comme en Brière (Haury et Damien, 2012). Là encore, il ne s'agit pas d'un aspect spécifique aux EEE mais leur rapidité de colonisation peut fortement modifier un paysage en quelques années.

■ Modifications des écoulements, sédimentation

La biomasse végétale croissante lorsqu'une plante aquatique prolifère peut ralentir l'écoulement dans les cours d'eau. Ce ralentissement du courant et la densité des plantes permettent souvent un piégeage temporaire de sédiments fins au sein des herbiers. Ces biomasses importantes et ces dépôts entrainent la diminution de la section d'écoulement dans les cours d'eau et peuvent conduire à l'élévation du niveau des eaux dans les zones concernées, produisant dans certains des inondations printanières sans augmentation de débit du cours d'eau. Ce phénomène peut également être la cause d'inondations lors des première crues automnales (Peltre *et al.*, 2002). Les productions très élevées de biomasse de certaines plantes invasives comme les élodées peuvent largement contribuer à ces phénomènes en cours d'eau même si des espèces indigènes sont susceptibles d'en provoquer localement, comme par exemple la Renoncule des rivières (*Ranunculus fluitans*).

Impacts sur la santé humaine

À l'instar de divers mammifères indigènes, certains mammifères exotiques peuvent être vecteurs de maladies, comme le Ragondin (*Myocastor coypus*) ou le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) qui peuvent transmettre par l'intermédiaire de l'eau de nombreuses maladies à l'Homme telles que la leptospirose ou l'échinococcose, également transmissibles au bétail (Waitkins *et al*., 1985). Le Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*, figure 26), nouvel animal de compagnie autorisé à la détention par des particuliers, peut jouer un rôle de réservoir pour les bactéries responsables de la maladie de Lyme (Chapuis *et al.*, 2010). Les pollens produits par diverses espèces végétales peuvent également provoquer des atteintes plus ou moins graves à la santé humaine, dont des allergies. Ce peut être le cas pour des espèces indigènes comme le bouleau ou les graminées, mais certaines EEE sont bien connues dans ce domaine, comme la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*) dont le contact provoque de fortes dermatoses (Lagey *et al*., 1995) et surtout de l'Ambroisie (*Ambrosia artemisiifolia*) dont le pollen est très allergisant. Cette allergie spécifique a nécessité des soins pris en charge par l'Assurance maladie pour environ 230 000 personnes en 2011 dans la région Rhône-Alpes, avec un coût estimé entre 14,2 et 20 millions d'euros (Observatoire régional de la santé Rhône-Alpes, 2012).

Figure 26

© J.L. Chapuis

Le Tamia de Sibérie, nouveau réservoir potentiel des bactéries responsables de la maladie de Lyme.

Impacts sur la sécurité humaine

Certains vertébrés, indigènes (sangliers, cerfs, etc.) ou exotiques peuvent être à l'origine de collisions routières ou aériennes. Les espèces exotiques connues dans ce domaine sont, par exemple, l'Ouette d'Égypte (*Alopochen aegyptiacus*) aux Pays-Bas et la Bernache du Canada (*Branta canadensis*) qui ont créé au Royaume-Uni des difficultés en empêchant le décollage des avions dans les aéroports où elles se regroupent en forte densité (Gyimesi et Lensink, 2010 ; Watola et Allan, 1999).

Les développements de certaines plantes aquatiques à croissance rapide en grands cours d'eau (indigènes comme la Renoncule des rivières, ou exotiques comme les élodées) peuvent causer des difficultés de sécurité des centrales électronucléaires, en particulier sur la Loire et le Rhône, en venant colmater les grilles de pompage des eaux de refroidissement par des masses végétales arrachées dans le cours d'eau. Il peut en être de même pour certains mollusques exotiques comme la Moule zébrée (*Dreissena polymorpha,* figure 27) dont les populations peuvent fortement coloniser ces grilles (Khalanski, 1997).

Figure 27

© USGS

Dreissena polymorpha.

Impacts économiques

Les impacts des espèces exotiques envahissantes ne sont pas limités au vivant et peuvent toucher un certain nombre de filières économiques. Ceci peut avoir plusieurs conséquences.

■ Une perte de production pour certaines industries (baisse de production halieutique ou aquacole)

Par exemple *Mnemiopsis leidyi* (figure 28), cténophore carnivore d'Amérique du Nord introduit accidentellement par les eaux de ballasts des bateaux en mer Noire, a ainsi été à l'origine de l'effondrement de la pêche commerciale de l'anchois, avec des pertes estimées à plus d'un milliard de dollars (Ivanov *et al.*, 2000). Des pertes de productions agricoles par la consommation de certaines plantes cultivées en bordure des milieux aquatiques par les rongeurs tels que le Ragondin ou le Rat musqué sont aussi fréquemment signalées (Panzacchi *et al.,* 2007).

Figure 28

© S.G. Johnson

Mnemiopsis leidyi, *cténophore carnivore d'Amérique du Nord introduit en mer Noire et récemment découvert dans l'étang de Thau (Hérault).*

■ Une diminution de la disponibilité et de l'accessibilité en eau pour les industries, en obstruant les tuyaux, évents ou bouches d'évacuation ou de prise d'eau

Par accumulation d'individus, en complément des risques en termes de sécurité, la Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) présente un impact industriel sur certaines centrales électronucléaires exploitées par EDF, telles que Cattenom sur la Moselle, Golfech sur la Garonne ou Bugey sur le Rhône. Ceci implique, de procéder à des nettoyages lorsque les circuits sont mis à sec ou même à des nettoyages sous l'eau grâce à des plongeurs (Khalanski, 1997).

■ Une gêne physique pour la pêche et les activités nautiques de loisir

Par exemple, la formation d'herbiers denses d'espèces de macrophytes invasifs comme le Grand Lagarosiphon (*Lagarosiphon major*), l'Égérie dense (*Egeria densa*), les jussies (*Ludwigia* spp.) ou le Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*, figure 29) peuvent ainsi restreindre la navigabilité sur les lacs et rivières (Nepveu et Saint-Maxent, 2002) et justifier des opérations récurrentes de moisson de macrophytes (Dutartre *et al.*,1989 ; Haury et Bouron, 2012). Dans quelques cas, la présence d'oiseaux en grand nombre dans des sites fréquentés par des humains peut provoquer des nuisances notables. Par exemple, une forte population de Bernache du Canada (*Branta canadensis*) et l'eutrophisation des eaux de baignade occasionnée par leurs déjections ont contraint à la fermeture d'une base de loisirs en Île-de-France (Fouque *et al.*, 2011c).

Figure 29

© F. Mercier, CEN BN

Arrachage manuel de Myriophylle du Brésil.

■ La dégradation directe d'infrastructures

Le Ragondin (*Myocastor coypus*) est à l'origine de dommages importants : les terriers qu'il creuse déstabilisent les berges et les digues, dont les coûts de restauration peuvent s'élever à plusieurs millions d'euros (Panzacchi *et al.*, 2007).

Ces impacts ont d'importantes conséquences économiques mais restent complexes à évaluer, même s'ils sont mieux perçus, évalués et pris en compte que les impacts écologiques, en raison de leur coût monétaire.

L'évaluation des impacts des espèces exotiques envahissantes sur les services rendus par les écosystèmes (tableau 4 page suivante) qui pourrait compléter l'analyse des dommages effectivement engendrés par les invasions biologiques reste encore peu étudiée (Vilà *et al.*, 2010).

Tableau 4 *Impacts des espèces exotiques envahissantes sur les services écologiques en Europe. D'après Vilà* et al.*, 2010.*

Services d'approvisionnement	Services de régulation	Services de support	Services culturels
■ Perte ou gain de ressources en nourriture, matériaux et fibres ■ Menace pour les espèces autochtones ■ Altération des ressources génétiques	■ Altération du contrôle biologique ■ Modification des services de pollinisation ■ Transmission de pathogènes ■ Protection contre les risques naturels ■ Modification de l'érosion ■ Purification et régulation de l'eau ■ Bioaccumulation	■ Modification de la composition des sols et des sédiments ■ Altération du cycle des éléments nutritifs ■ Changement des communautés ■ Modification de la production primaire	■ Effets sur l'écotourisme ■ Changement dans la perception des paysages ■ Impacts sur l'esthétique ■ Changement des usages locaux

En France métropolitaine, les conséquences des invasions sur l'environnement restent encore mal connues, faute de suffisamment d'expérimentations et d'actions de recherche appropriées (Haury *et al.*, 2010). Des lacunes en termes de données historiques de répartition des espèces, de fonctionnement des écosystèmes, sont à combler afin de progresser dans ce domaine. L'absence de sites témoins non envahis pour faire des analyses comparatives et la difficulté de mise en place de dispositifs de suivi sur le long terme sont également deux handicaps importants pour cette évaluation.

Aspects sociologiques

Dans ce domaine réapparaît une évidence : nous sommes bien confrontés à des invasions biologiques très diverses et pas simplement à un processus sur lequel nous pourrions appliquer une analyse globale. En effet, selon les causes de leurs introductions et les impacts négatifs plus ou moins perceptibles qu'elles causent, les EEE, telles que nous pouvons les définir en fonction des besoins de gestion des écosystèmes concernés, peuvent être perçues selon les publics de manières totalement différentes, voire opposées.

Depuis les discours dramatisants, catastrophistes, jusqu'au comportement de certains citadins vis-à-vis des populations de ragondins en zones urbaines, comme le rapporte, par exemple Olivier Sigaut (2012) dans son texte *Ragondin des villes contre ragondin des champs*, multiples sont les représentations sur les questions d'espèces exotiques et d'invasions biologiques.

La vision d'un « monde stable et harmonieux » (Maris, 2010), encore dominante au début du XIXe siècle, a progressivement disparu après les travaux de Darwin et de nombreux autres chercheurs, se transformant en une vision plus réaliste, moins empreinte de certitudes liées à la religion. Par exemple, dans un ouvrage datant de 1867, George P. Marsh, naturaliste et diplomate, faisait déjà remarquer que « *partout l'homme est un agent perturbateur. Partout où il met les pieds, des discordances apparaissent dans les harmonies de la nature. Les adaptations qui assurent la stabilité des arrangements existants dans la nature sont renversées. Des espèces végétales et animales indigènes sont détruites et remplacées par d'autres, d'origine étrangère. Les productions locales spontanées sont interdites ou réduites et la surface de la terre est laissée nue ou couverte de végétaux répugnants et d'animaux étrangers* ».

Bien avant les travaux d'Elton (1958) et sans, évidemment, que la locution « invasion biologique » n'émerge, des réflexions ont donc débuté sur ces questions de transferts d'espèces, d'impacts négatifs de certaines d'entre elles et des nécessités de leur gestion. Les premières réactions et interventions de gestion ont concerné des espèces exotiques ayant des impacts directs sur les productions agricoles et se sont donc concentrées sur des territoires, et leur marges, à fortes utilisations humaines.

Dans ce contexte, les interventions ont été pensées, conçues et mises en œuvre comme une lutte pour éliminer les dommages aux productions agricoles et la règlementation qui s'est progressivement mise en place s'inscrivait également dans cette démarche de protection.

Des évolutions se sont ensuite produites et ont fortement bouleversé cette démarche de gestion d'espèces invasives :

- multiplication des introductions, en partie liée aux besoins croissants d'espèces végétales ornementales et d'animaux de compagnie (devenus récemment des NAC, « nouveaux animaux de compagnie ») ;
- fortes dispersions de ces espèces dans des milieux « non agricoles », en zones urbaines et rurales ;
- accroissement des perturbations des milieux, dont les milieux aquatiques, facilitant certaines de ces dispersions ;
- meilleures compréhension et prise en compte des fonctionnements écologiques des écosystèmes et élargissement des objectifs de gestion à l'ensemble des milieux ;
- etc.

Progressivement, les efforts de gestion des EEE se sont donc élargis à des milieux « communs », considérés au départ comme sans valeur d'usage particulier (au contraire des terres agricoles). Ils se sont imposés en lien avec des perturbations engendrées par ces espèces dans le fonctionnement des milieux et avec le développement de nouveaux usages, correspondant souvent à des « besoins de nature » qu'il était possible d'y satisfaire. Plus récemment encore sont apparus les besoins de protection de la biodiversité dans lesquels viennent interférer les invasions biologiques.

Une partie de la démarche de gestion des EEE est toujours issue des réflexions et des modes d'intervention ayant originellement concerné la protection des cultures, dans un objectif clair de lutte contre les « mauvaises herbes » et les animaux « nuisibles » (rappelons que ces termes concernent également des espèces autochtones). C'est d'ailleurs ce qui transparaît encore assez souvent dans la communication grand public sur les EEE. Or l'élargissement des besoins de gestion à des milieux, à des écosystèmes différents et pour satisfaire aussi des besoins différents, devrait nous amener à analyser de nouveau les démarches en cours, pas nécessairement pour en changer les objectifs mais peut-être pour mieux en évaluer les enjeux, les attentes et, éventuellement, les modalités pratiques des interventions.

Le rapport à la nature du grand public et des parties prenantes de la gestion des EEE, comme les propriétés esthétiques et la visibilité de ces espèces (Dalla Bernardina, 2010) conditionnent largement les représentations : plantes ornementales à l'esthétique reconnue (comme par exemple la Jacinthe d'eau, figure 30), animaux de compagnie à la mode sont tout d'abord positivement considérés. Puis, lorsque les plantes s'échappent de leurs bassins et deviennent des éléments perturbants des paysages « naturels » ou lorsque les animaux prolifèrent, alors le regard change, passant de l'intérêt au rejet et à la demande d'intervention. Les informations de plus en plus largement diffusées par les médias sur les EEE et leur gestion concourent à propager cette nécessité d'intervention mais il est intéressant de noter que les objectifs d'éradication sont de moins en moins cités : il semble bien que les informations diffusées par les chercheurs, les experts et les gestionnaires eux-mêmes aient finalement atteint les médias grand public.

Figure 30

© A. Dutartre, Irstea

*Les fleurs très esthétiques de la Jacinthe d'eau (*Eicchornia crassipes*) ont très largement contribué à sa dispersion sur l'ensemble de la planète.*

Une autre difficulté dans ce domaine provient du fait que ces représentations peuvent être extrêmement différentes entre végétaux et animaux, et particulièrement en ce qui concerne les mammifères et les oiseaux. Ces deux groupes d'animaux sont généralement considérés, au moins a priori, avec beaucoup plus de

sympathie que les autres EEE. Attrait esthétique pour les oiseaux, comportements de mammifères proches de ceux des animaux domestiques ou des animaux de compagnie : une part du public est attachée à ces images, ce qui peut expliquer certains des discours négatifs tenus, par exemple, sur le programme d'éradication de l'Ibis sacré ou les tirs de Bernache du Canada réalisés dans des sites fréquentés par le public.

Si les origines étrangères des EEE sont généralement signalées dans les informations des médias, elles sont maintenant moins explicitement dénoncées qu'auparavant comme principale explication des dommages que créent ces espèces. En revanche, ces origines ont permis des attaques de quelques chercheurs vis-à-vis des programmes de gestion, leur portant des accusations de nativisme (courant politique de pays peuplés d'immigrants, comme les États-Unis d'Amérique, s'opposant à toute nouvelle immigration) ou de xénophobie voire de racisme, se référant aussi aux angoisses nées de la mondialisation et entretenant ainsi une certaine confusion sur les objectifs de cette gestion : « éliminer des étrangers » ? Sur ce sujet, Simberloff (2003) a passé en revue nombre de ces écrits en montrant que ces critiques des efforts pour contrôler les invasions biologiques négligeaient souvent les impacts écologiques et économiques des EEE alors que pour lui « ces impacts constituent une base éthique convaincante pour la gestion des espèces introduites » (« *These impacts ... constitute a cogent, ethical basis for management of introduced species* »).

Cette base éthique ne peut cependant constituer une légitimité indiscutable et permanente de l'ensemble des interventions qui sont menées. En effet, la pluralité des objectifs et des modalités de gestion des EEE est directement confrontée à des limites socioéconomiques (les représentations et les choix financiers des sociétés), scientifiques (l'état des connaissances), techniques (les possibilités d'intervention) et ce dans un monde et des milieux aux dynamiques rapides et incertaines : que savons-nous du futur et des rôles que pourraient jouer certaines de ces espèces actuellement régulées car envahissantes pour assurer les fonctionnalités des milieux aquatiques dans le contexte de changement climatique? (Dutartre *et al.,* 2012). Cette base éthique doit faire partie des éléments nécessitant des réexamens réguliers des objectifs de la gestion et des moyens de les mettre en œuvre.

Mais les représentations des EEE, et les relations qui en découlent, ne se résument pas à cette vision de gestionnaire. En effet, dans un monde de plus en plus urbanisé, les relations entre citadins et nature évoluent rapidement et les besoins de nature prennent quelquefois des formes très particulières : l'exemple des ragondins en zone urbaine (Sigaut, 2012), considérés avec bienveillance et nourris par des citadins alors que leurs populations en zones rurales font l'objet de campagnes régulières de piégeage, illustre bien la grande diversité des représentations existantes (figure 31).

Ainsi, dans une zone de loisirs périurbaine de l'agglomération parisienne, les tirs et le piégeage des très nombreux ragondins la peuplant et y causant divers dommages ont dû être mis en place dans les moments sans visites familiales pourvoyeuses de pain, afin de ne pas choquer enfants et parents (B. Breton, comm. pers.).

Figure 31

© N. Poulet, Onema

Le Ragondin, véritable attraction en milieu urbain.

Cette complexité intrinsèque des relations entre humains et invasions biologiques doit nous amener à maintenir en permanence une attitude analytique de la gestion mise en place, comportant des réexamens réguliers des enjeux, des objectifs, des modalités d'interventions mais aussi des aspects de communication avec les autres parties prenantes concernées, dont le grand public. Il convient donc de garder la conscience de l'ensemble des éléments constitutifs de la gestion pour l'améliorer.

Développement de la recherche

Malgré des progrès significatifs accomplis ces dernières années, de nombreuses questions sur les espèces exotiques envahissantesnécessitent toujours d'importants efforts de recherche. Pour une meilleure gestion des EEE, des recherches devraient se poursuivre sur différents aspects de la problématique et avec des finalités diverses : biologie et écologie des espèces, milieux envahis, méthodes de surveillance et de suivi, voire d'intervention, évaluation économique des dommages et des programmes d'intervention, etc. Des programmes de recherche clairement tournés vers la gestion des EEE restent encore à développer afin de favoriser les partenariats entre chercheurs et gestionnaires. Pour mémoire, le programme INVABIO mis en place par le ministère chargé de l'écologie de 2002 à 2006 a permis de financer une trentaine de projets de recherches dont environ un tiers seulement intégrait des dimensions de gestion.

Besoin d'expertise taxonomique

La taxonomie est quelquefois mal connue ou comprise, rendant plus difficile la mise en place des actions de surveillance du territoire ou des mesures de quarantaine. Une meilleure connaissance du nombre et de l'identité des espèces introduites demande des recherches taxonomiques complémentaires. De même, des efforts d'identification de critères taxonomiques utilisables en routine doivent être réalisés pour permettre le développement d'un réseau permanent de surveillance de terrain : certaines EEE sont immédiatement identifiables, d'autres beaucoup moins. En complément des identifications classiques fondées sur la morphologie des espèces, la poursuite des analyses génétiques, dont les recherches sur l'ADN environnemental (Miaud *et al.*, 2012), devraient apporter d'importantes améliorations dans ce domaine.

Poursuivre l'acquisition de connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces

Il est évident que les mécanismes d'invasion devraient être mieux compris pour mieux les anticiper. En particulier, les effets des EEE sur les processus écologiques tels que la structure des réseaux trophiques, les flux d'énergie ou les modalités de dispersion des EEE devraient également être beaucoup plus étudiés.

L'amélioration des méthodes et des dispositifs de surveillance, de détection précoce et de suivi des invasions est nécessaire. Des solutions doivent être développées pour réaliser des inventaires rapides d'espèces, fiables et optimaux du point de vue coût. Ils sont indispensables dans la mise en place de réseaux de détection précoce et de surveillance, facilitant ainsi des interventions rapides. Les inventaires utilisant des technologies innovantes, comme les méthodes moléculaires détectant l'ADN en milieu aquatique (méthode utilisée pour la détection de la Grenouille taureau et en cours de développement pour le Xénope lisse en France, Dejean *et al.* (2012)), doivent être perfectionnées et les banques de marqueurs associées doivent être étoffées.

Le développement de solutions techniques pour la gestion nécessite une bonne connaissance de la biologie et de l'écologie de l'espèce, notamment pour la mise en place de piégeage, l'utilisation de biocides ou encore le

contrôle biologique. La dynamique des populations, les relations parasitiques et l'écophysiologie des espèces font partie des domaines vers lesquels la recherche devrait également s'orienter.

D'autres questions de recherche mériteraient d'être abordées, dont :

- quels sont les impacts à court et à long terme des phénomènes d'hybridation et d'introgression génétique consécutifs à l'installation d'EEE ?
- comment distinguer la part des impacts des EEE des conséquences d'autres forçages comme la perte d'habitats, les pollutions des milieux aquatiques ou encore les modifications des connectivités hydrologiques ?
- quels sont les facteurs clés de la résistance et de la résilience des écosystèmes face aux invasions biologiques ?
- quels sont les processus pouvant permettre l'intégration de certaines espèces invasives dans les communautés d'accueil ?
- quelle stabilisation possible des écosystèmes envahis et à quel terme ?
- quelles prévisions est-il possible de faire quant à l'évolution des relations entre invasions biologiques et changement climatique ?

Étudier et quantifier les impacts écologiques, sanitaires et économiques

Les impacts écologiques et socio-économiques de la plupart des EEE ne sont généralement pas bien documentés localement. Les décideurs et gestionnaires ont pourtant besoin d'informations sur les coûts des dommages engendrés par les EEE et d'analyses coûts-bénéfices de leur gestion, afin de prioriser les actions : les seuls éléments économiques et financiers dont ils disposent actuellement, c'est-à-dire les coûts des interventions, ne peuvent plus suffire dans cette priorisation. Les études existantes sont généralement menées sur les espèces qui ont des impacts importants sur l'économie, et il existe encore peu d'études sur les impacts des EEE sur les services écologiques. Les études sont souvent mises en place tardivement après les évènements d'introduction, en l'absence de données sur l'état initial, ce qui rend difficile la détermination des impacts écologiques et économiques d'une espèce.

Espèces exotiques envahissantes et sciences humaines et sociales

Les impacts socio-culturels sont encore rarement abordés par des études sur la perception des invasions dans les communautés locales, qui peuvent parfois être en décalage avec le discours des chercheurs et des gestionnaires (Menozzi et Pellegrini, 2012).

Le développement de recherches sur les liens entre les secteurs socio-économiques et environnementaux, y compris les boucles de rétroaction entre eux, est nécessaire pour aider à l'élaboration de meilleurs outils d'aide à la décision. Des stratégies de communication pour prévenir les invasions doivent également être développées pour sensibiliser les usagers et le grand public.

Plus généralement, l'émergence de cette problématique à l'échelle mondiale pose la question des relations des sociétés humaines avec les espèces non humaines composant la « nature ». C'est une question comportant des aspects philosophiques, idéologiques, etc., devant induire un changement culturel majeur, celui de passer de consommateurs de nature à celle de gestionnaire, au sens d'administrateur.

Recherche et gestion

La recherche appliquée, en partenariat étroit avec les gestionnaires d'espaces naturels, devrait permettre d'améliorer les méthodes de contrôle et de restauration ou d'estimer, par exemple, la faisabilité technique et économique d'une action (Dutartre, 2010). Parmi les thèmes de recherche à développer afin que les gestionnaires et les décideurs disposent des outils critiques requis pour mettre en place des stratégies efficaces de gestion, on peut mentionner (Soubeyran, 2008) :

■ l'amélioration des méthodes de surveillance, de détection précoce et de suivi des invasions ;
■ la hiérarchisation des impacts écologiques et socio-économiques selon les acteurs, afin de permettre aux gestionnaires d'espaces naturels et aux décideurs de définir des priorités d'action ;
■ le développement de méthodes de contrôle et d'éradication d'espèces envahissantes ;
■ le développement de production et de commercialisation d'espèces indigènes pour la restauration écologique des milieux aquatiques, pouvant également servir à l'aménagement de sites à buts paysagers, ornementaux, etc. ;
■ l'amélioration des connaissances pouvant améliorer la gestion opérationnelle des espèces en termes d'inventaire, de répartition, de dynamique géographique, de facteurs d'évolution, d'impacts, etc. ;
■ l'appui et la contribution à l'élaboration d'outils règlementaires, à la sensibilisation et à l'information du public, s'appuyant sur des bases scientifiques validées.

Par ailleurs, la problématique des EEE est un sujet transversal de par la nature des divers mécanismes biologiques qui régissent leur apparition, leur installation et leur dynamique spatiale et temporelle. La problématique nécessite donc d'être intégrée dans d'autres problématiques globales comme celles de la dégradation des milieux ou du changement climatique. Le soutien financier aux programmes de recherche apparaît donc comme un axe nécessaire de toute stratégie de gestion efficace des populations d'espèces exotiques envahissantes fondée sur des bases scientifiques.

Législation et réglementation sur les espèces exotiques envahissantes

2

Ce chapitre a été rédigé par :
Emilie Mazaubert (Irstea)
et Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)

Avec la contribution de :
Jean-Marc Cugnasse (ONCFS)
Alain Dutartre (expert indépendant, ex-Irstea)
Pierre Ehret (Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt)
Nadia Le Botlan (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie)
Roland Matrat (Dreal Pays de la Loire)
Nicolas Poulet (Onema)
Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN)

La liste de textes proposée dans ce chapitre n'a pas la vocation d'être exhaustive, mais propose un panorama des principaux éléments de législation et de réglementation en lien avec les espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques à l'échelle internationale, européenne et métropolitaine.

L'état de la législation présentée dans ce chapitre constitue un aperçu des textes existants à la date de la rédaction (octobre 2014).

48 Au niveau international
54 Au niveau européen
61 Au niveau national
71 Des réflexions encore à mener

Au niveau international

Au niveau international, les conventions montrent par leurs travaux une prise de conscience grandissante de la problématique des espèces exotiques envahissantes. Elles fournissent aux États signataires d'importantes lignes directrices pour la prévention des introductions et la gestion des espèces exotiques envahissantes.

Convention sur la diversité biologique (CDB)

Convention sur la diversité biologique

En mai 1989, le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) a institué le groupe de travail spécial d'experts techniques et juridiques afin de préparer un instrument juridique international sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique. En février 1991, le groupe de travail spécial est devenu le Comité intergouvernemental de négociation. Ses travaux se sont achevés le 22 mai 1992 avec la Conférence de Nairobi pour l'adoption du texte convenu de la Convention sur la diversité biologique.

La Convention a été ouverte à la signature le 5 juin 1992 lors de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement (le « Sommet de la Terre » de Rio). Elle est entrée en vigueur le 29 décembre 1993 et ratifiée en France le 1er juillet 1994.

La CDB a proposé des avancées majeures dans la réglementation de la conservation de la diversité biologique, de l'utilisation durable de ses composantes et du partage juste et équitable des avantages découlant de l'utilisation des ressources génétiques (http://www.cbd.int/convention/default.shtml).

Selon l'article 8.h) de la CDB, « *chaque Partie contractante, dans la mesure du possible et selon qu'il conviendra* ***empêche d'introduire, contrôle ou éradique les espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces*** ».

La Conférence des Parties (CoP), organe directeur de la Convention, fait progresser sa mise en œuvre par des décisions prises lors de ses réunions périodiques. Plusieurs de ces décisions concernent les espèces exotiques envahissantes :

- la décision IV/1 de la CoP 4 (1998) réserve un paragraphe aux espèces exotiques envahissantes constituant une menace pour des écosystèmes, des habitats ou des espèces et signale que la Conférence des Parties « *décide que les espèces exotiques sont une question d'intérêt général touchant bon nombre des aspects de la Convention* » ;
- dans la décision V/8 de la CoP 5 (2000) relative aux espèces exotiques envahissantes qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces, la Conférence des Parties « *décide que les espèces exotiques sont une question d'intérêt général touchant bon nombre des aspects de la Convention* » et fixe dans son annexe I, « les principes directeurs intérimaires pour l'introduction et la prévention de l'introduction des espèces exotiques ainsi que l'atténuation de leurs impacts » et dans son annexe II, le « plan des études de cas sur les espèces exotiques » ;

- la décision VI/23 de la CoP 6 (2002) inclut l'adoption de principes directeurs pour la prévention, l'introduction et l'atténuation des impacts des espèces exotiques qui menacent des écosystèmes, des habitats ou des espèces ;
- lors de la CoP 7 (2004), dans la décision VII/13, la Conférence des Parties « note que des lacunes particulières persistent dans le cadre réglementaire international aux niveaux régional, national et international [...]» et « prie l'Organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques [OSASTT[5]] d'établir un Groupe spécial d'experts techniques, incluant les membres des pays concernés, en vue d'étudier les lacunes et les incohérences que présente le cadre réglementaire international, aux niveaux international et régional [...] » ;
- la décision VIII/27 de la CoP 8 (2006) définit notamment des mesures par lesquelles les Parties, les autres gouvernements, les organisations compétentes et le Secrétaire exécutif devraient traiter les voies d'introduction identifiées d'espèces exotiques envahissantes ;
- la décision IX/4 de la CoP 9 (2008), propose un examen approfondi des travaux en cours sur les espèces exotiques qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces ;
- lors de la CoP 10 (Nagoya, 2010), la décision X/38 permet à la Conférence des parties d'établir et de fixer le mandat d'« un groupe spécial d'experts sur les risques liés à l'introduction d'espèces exotiques en tant que qu'animaux de compagnie, pour les aquariums ou les terrariums, et comme appâts ou nourriture vivants ».
(http://www.cbd.int/decisions/)

Lors de la dixième réunion de la Conférence des Parties à Nagoya en 2010, les États ont également adopté le **plan d'action stratégique pour la biodiversité 2011-2020** qui fixe une vingtaine d'objectifs à atteindre d'ici 2020 (Objectifs d'Aichi). Dans le but stratégique « B » de « réduire les pressions directes exercées sur la diversité biologique et d'encourager l'utilisation durable», l'objectif 9 vise ainsi à ce que « *d'ici 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies d'introduction [soient] identifiées et classées en ordre de priorité, les espèces prioritaires [soient] contrôlées ou éradiquées et [que] des mesures [soient] en place pour gérer les voies de pénétration, afin d'empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces* ».
(http://www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-fr.pdf)

Encadré 4

Principes directeurs fixés dans l'annexe I de la décision V/8 de la CoP 5 (2000)

1. L'approche par précaution
2. L'approche hiérarchique en trois étapes
3. L'approche écosystémique
4. Le rôle des États
5. La recherche et la surveillance
6. L'éducation et la sensibilisation du public
7. Le contrôle des frontières et des mesures de quarantaine
8. L'échange d'informations
9. La coopération, y compris le renforcement des capacités
10. L'introduction intentionnelle
11. L'introduction non intentionnelle
12. L'atténuation des impacts
13. L'éradication
14. Le confinement
15. Le contrôle

5- Ouvert à la participation de toutes les Parties et multidisciplinaire, l'OSASTT se compose de représentants gouvernementaux compétents dans les domaines de spécialisation concernés.

Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES)

La Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES ou Convention de Washington) a été signée à Washington le 3 mars 1973 et est entrée en vigueur le 1er juillet 1975. En France, l'approbation de cette convention s'est faite le 11 mai 1978 et son entrée en vigueur le 9 août 1978.

Le commerce des plantes et des animaux sauvages dépassant le cadre national, sa réglementation nécessite donc une coopération internationale pour préserver certaines espèces de la surexploitation. Conçue dans cet esprit de coopération, la CITES protège actuellement, selon diverses modalités, plus de 30 000 espèces sauvages. La CITES veille ainsi à ce que le commerce international des spécimens d'animaux et de plantes sauvages ne menace pas la survie des espèces auxquelles ils appartiennent. (http://www.cites.org/fra)

Les États dans lesquels la CITES est en vigueur constituent la Conférence des Parties (CoP). La CoP se réunit régulièrement (2 à 3 ans), notamment pour suivre l'application de la CITES et adopter de nouvelles résolutions.

Parmi ces résolutions, la Résolution Conf. 13.10 (Rev. CoP14) concerne le **commerce des espèces exotiques envahissantes** pour lequel la CoP recommande aux Parties (États membres) :

- « a) d'examiner les problèmes posés par les espèces envahissantes lors de l'élaboration de lois et de règlements internes relatifs au commerce des animaux et des plantes vivants ; »
- « b) de consulter l'organe de gestion du pays d'importation éventuel, si possible et s'il y a lieu, lorsque des exportations d'espèces qui pourraient être envahissantes sont envisagées, afin de savoir si des mesures internes réglementent l'importation de telles espèces ; et »
- « c) d'examiner les possibilités de synergie entre la CITES et la Convention sur la diversité biologique (CDB) et d'envisager une coopération et une collaboration appropriées entre les deux conventions sur la question de l'introduction d'espèces exotiques potentiellement envahissantes. »

Cette résolution a été amendée lors de la 14e session de la CoP qui s'est tenue à La Haye (Pays-Bas) du 3 au 15 juin 2007.

(www.cites.org/fra/res/13/13-10.shtml,

www.cites.org/fra/res/13/13-10R14.php et www.cites.org/fra/dec/valid12/10-54more.shtml)

À l'échelle européenne, les résolutions de la CITES sont mises en œuvre par des règlements communautaires régulièrement mis à jour (voir page 55).

Convention relative à la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS)

Cette convention a été signée le 23 juin 1979 à Bonn (Allemagne) et est entrée en vigueur le 1er juillet 1990 en France. Elle a pour objectif d'assurer la conservation de toutes les espèces migratrices terrestres, marines et aériennes sur l'ensemble de leurs aires de répartition.
(http://www.cms.int/fr/)

Deux articles de cette convention mentionnent l'introduction des espèces exotiques :

- l'article III 4.c) : « *Les parties qui sont des États de l'aire de répartition d'une espèce migratrice figurant à l'annexe I [espèces migratrices en danger] s'efforcent lorsque cela est possible et approprié, de prévenir, de réduire ou de contrôler les facteurs qui mettent en danger ou risquent de mettre en danger ladite espèce, notamment en* ***contrôlant strictement l'introduction d'espèces exotiques ou en surveillant ou éliminant celles qui ont déjà été introduites.*** »

■ l'article V 5.e) : « *Tout accord [annexe II : espèces migratrices faisant l'objet d'accords internationaux pour leur conservation et leur gestion], lorsque cela s'avère approprié et possible, devrait aussi et notamment prévoir la conservation et, lorsque cela est nécessaire et possible, la restauration des habitats qui sont importants pour le maintien d'un état de conservation favorable et la protection des dits habitats contre divers facteurs qui pourraient leur porter atteinte,* ***y compris le contrôle strict de l'introduction d'espèces exotiques nuisibles à l'espèce migratrice concernée ou le contrôle de celles qui auront déjà été introduites.*** »

En France, le décret n° 90-962 du 23 octobre 1990 porte publication de cette convention (http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000168211&categorieLien=cid).

Accords sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA)

L'AEWA est un traité international indépendant développé sous les auspices du Programme des Nations unies pour l'environnement et de la convention de Bonn conclue le 16 juin 1995 à la Haye. Il a été signé par la France en 1990 et est entré en vigueur le 1er novembre 1999.

■ L'article III de l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie comprend l'alinéa suivant :

« 2. *À cette fin, les Parties : (g) interdisent l'introduction intentionnelle dans l'environnement d'espèces non indigènes d'oiseaux d'eau, et prennent toutes les mesures appropriées pour prévenir la libération accidentelle de telles espèces si cette introduction ou libération nuit au statut de conservation de la flore et de la faune sauvages ; lorsque des espèces non indigènes d'oiseaux d'eau ont déjà été introduites, les Parties prennent toute mesure utile pour empêcher que ces espèces deviennent une menace potentielle pour les espèces indigènes.* »

Dans ce cadre, différents documents ont été proposés lors des réunions des parties de l'AEWA, proposant des lignes directrices pour empêcher l'introduction dans l'environnement d'espèces non indigènes d'oiseaux d'eau (Owen *et al.*, 2003). Lors de la cinquième réunion des parties (La Rochelle, 14 mai 2013), le plan d'action de l'AEWA a proposé de nouveau des actions à engager pour réhabiliter et restaurer les milieux impactés par les espèces exotiques envahissantes (article 3.3), et a incité les parties contractantes à lutter contre les menaces touchant les zones humides, notamment en empêchant les introductions d'EEE (article 4.3.12.).
(http://www.unep-aewa.org/en/documents/agreement-text)

Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée

La Convention pour la protection de la mer Méditerranée signée à Barcelone le 16 février 1976 et modifiée le 10 juin 1995 a pour objectif de protéger l'environnement marin et côtier de la Méditerranée.

L'un des protocoles élaborés dans le cadre de cette convention est relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée. Deux articles de ce protocole traitent des espèces non indigènes.

■ L'article 6, sur les mesures de protection, prévoit notamment « La réglementation de l'introduction de toute espèce non indigène à l'aire spécialement protégée en question ou génétiquement modifiée, ainsi que de l'introduction ou de la réintroduction d'espèces qui sont ou ont été présentes dans l'aire spécialement protégée concernée ».

■ L'article 13 porte plus précisément sur l'introduction d'espèces non indigènes ou génétiquement modifiées et considère que :

- « 1. Les *Parties prennent toutes les mesures appropriées pour* ***réglementer l'introduction volontaire ou accidentelle*** *dans la nature d'espèces non indigènes ou modifiées génétiquement et* ***interdire celles qui pourraient entraîner des effets nuisibles*** *sur les écosystèmes, habitats ou espèces dans la zone d'application du présent Protocole.* »
- « 2. Les *Parties s'efforcent de* ***mettre en œuvre toutes les mesures possibles pour éradiquer les espèces qui ont déjà été introduites*** *lorsque, après évaluation scientifique, il apparaît que celles-ci causent ou sont susceptibles de causer des dommages aux écosystèmes, habitats ou espèces dans la zone d'application du présent Protocole.* »

En France, le décret n°2002-1454 du 09 décembre 2002 porte publication de ce protocole.

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000416310&dateTexte=&categorieLien=id)

Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (convention de Ramsar)

Cette convention, rédigée à Ramsar (Iran) le 2 février 1971 vise la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources. Elle est entrée en vigueur en France le 1er décembre 1986.

(http://www.ramsar.org/fr)

Deux résolutions ont été prises sur les espèces invasives et les zones humides dans le cadre de différentes sessions de la Conférence des Parties contractantes à cette convention :

■ la résolution VII.14 prise lors de la 7ème session (1999) : « *l'homme et les zones humides, un lien vital* » ;
■ la résolution VIII.18 prise lors de la 8ème session (2002) : « *les zones humides : l'eau, la vie et la culture* ».

Ces deux résolutions présentent des demandes précises aux Parties contractantes dont, pour la première, « *dans la mesure du possible, de faire face à la question des impacts environnementaux, économiques et sociaux des espèces envahissantes dans les zones humides qui se trouvent sur leur territoire* » et pour la seconde « *de faire face aux problèmes que posent les espèces envahissantes dans les écosystèmes des zones humides en prenant des mesures décisives et globales et en utilisant, au besoin, les outils et orientations élaborés par différentes institutions et différents processus, y compris toutes lignes directrices ou principes directeurs pertinents adoptés au titre d'autres conventions.* »

Le Plan stratégique Ramsar 2009-2015, adopté par la résolution X.1 (2008) et ajusté pour la période 2013-2015 par la résolution XI.3 (2012), propose des orientations aux Parties contractantes et aux nombreux autres collaborateurs de la Convention sur les moyens de concentrer leurs efforts en vue d'appliquer la Convention sur les zones humides.

Ce plan comporte plusieurs objectifs dans le but d'appliquer et de gérer la convention de Ramsar. Le premier objectif est l'utilisation rationnelle de toutes les zones humides. Pour atteindre cet objectif, différentes stratégies sont proposées dont la stratégie 1.9 portant sur les espèces exotiques envahissantes (encadré 5).

Le plan stratégique Ramsar

Le Plan stratégique Ramsar 2009-2015 comporte un appendice sur *Comment la mise en œuvre des stratégies figurant dans le Plan stratégique Ramsar 2009-2015 contribue aux* « Objectifs d'Aichi pour la biodiversité » (CDB COP10 Décision X/2 Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020) ».

Cet appendice montre le lien entre l'objectif 9 d'Aichi pour la biodiversité et la stratégie 1.9 du Plan stratégique Ramsar.

Objectif 9 : « *D'ici à 2020, les espèces exotiques envahissantes et les voies d'introduction sont identifiées et classées en ordre de priorité, les espèces prioritaires sont contrôlées ou éradiquées et des mesures sont en place pour gérer les voies de pénétration, afin d'empêcher l'introduction et l'établissement de ces espèces.* »

Stratégie 1.9 : « *Espèces exotiques envahissantes : encourager les Parties contractantes à élaborer un inventaire national des espèces exotiques envahissantes qui ont d'ores et déjà et/ou pourraient avoir des incidences sur les caractéristiques écologiques des zones humides, en particulier des sites Ramsar, et veiller à l'instauration d'un appui mutuel entre l'inventaire national et le Registre mondial de l'UICN sur les espèces envahissantes (GRIS) ; élaborer des orientations et promouvoir des procédures et des actions pour empêcher ces espèces de pénétrer dans les systèmes de zones humides, pour les contrôler ou pour les éradiquer.* »

Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV)

La Convention internationale pour la protection des végétaux (CIPV) est un accord international sur la santé des végétaux établi en 1952, ratifié par la France le 20 août 1957 et révisé en 1997. Cette convention vise à protéger les plantes cultivées et sauvages en prévenant l'introduction et la dissémination d'organismes nuisibles aux végétaux. Ces organismes (espèce, souche ou biotype de végétal, d'animal ou d'agent pathogène) sont qualifiées d'organismes de quarantaine lorsqu'ils ont une importance potentielle pour l'économie de la zone menacée mais ne sont pas encore présents dans cette zone (ou bien, s'ils sont présents n'y sont pas largement disséminés et font l'objet d'une lutte officielle).

La CIPV fournit un cadre international pour la protection des végétaux qui prévoit l'élaboration de normes internationales pour les mesures phytosanitaires (NIMP) destinées à préserver les ressources végétales. Par exemple, la NIMP 11 (2004) porte sur l'« *analyse du risque phytosanitaire [ARP] pour les organismes de quarantaine, incluant l'analyse des risques pour l'environnement et des organismes vivants modifiés* ».
(https://www.ippc.int/fr et http://www.fao.org/docrep/010/a0785f/a0785f00.HTM)
L'Organisation européenne pour la protection des plantes (OEPP), qui correspond, dans le contexte de la CIPV, à l'organisation régionale de protection des végétaux pour l'Europe, contribue à empêcher l'introduction et la propagation des organismes nuisibles aux végétaux dans la région européenne et méditerranéenne par la réalisation d'analyses du risque phytosanitaire. L'OEPP réalise également des ARP pour analyser les risques présentés par certaines espèces végétales exotiques envahissantes et faire des recommandations visant à prévenir leur introduction et leur propagation par l'intermédiaire du commerce international.
(http://www.eppo.int/ABOUT_EPPO/about_eppo_fr.htm ; http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_plants.htm)

Au niveau européen

À l'échelle européenne, la convention de Berne a permis de formuler des recommandations quant à la prévention et à la gestion des espèces exotiques envahissantes et a fait émerger une stratégie européenne relative aux EEE dès 2003 (chapitre 3). Des règlements communautaires permettent de restreindre leur commerce, leur importation et leur introduction dans le milieu naturel. Adopté le 29 septembre 2014, le règlement européen relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes dans l'Union européenne ayant pour objectif de réduire les impacts des EEE, d'harmoniser la gestion de ces espèces à l'échelle de la Communauté et de développer la prévention est venu renforcer les outils règlementaires de l'UE. Les directives européennes viennent conforter la politique de l'UE en matière de gestion des EEE tout en laissant aux États membres le choix des moyens pour atteindre ces objectifs.

Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe (Convention de Berne)

Cette convention protège l'ensemble du patrimoine naturel du continent européen, à l'exception de la Russie et s'étend à quelques pays africains (Maroc, Tunisie, Sénégal, Burkina Faso). Elle a été signée le 19 septembre 1979 et est entrée en vigueur le 1er juin 1982. Son objectif est de conserver la flore et la faune sauvages et les habitats naturels et de promouvoir la coopération européenne dans ce domaine. La France a ratifié cette convention en 1990.

L'article 11.2.b) de cette directive précise que « *chaque partie contractante s'engage à* **contrôler strictement l'introduction des espèces non indigènes** ».

Le Comité permanent, réunissant l'ensemble des parties contractantes, est en charge de surveiller l'application de la convention et fournit des orientations sur sa mise en œuvre et la poursuite de son développement. Il adopte des recommandations pour atteindre les objectifs de la convention et en améliorer l'efficacité.

Parmi ces recommandations, près d'une vingtaine font référence aux espèces exotiques, comme par exemple :

- recommandation n° 154 (2011) relative au code européen sur les animaux de compagnie et les espèces exotiques envahissantes ;
- recommandation n° 149 (2010) sur l'éradication de l'Érismature rousse (*Oxyura jamaicensis*) dans le Paléarctique occidental ;
- recommandation n° 134 (2008) relative au Code européen de conduite sur l'horticulture et les plantes exotiques envahissantes ;
- recommandation n° 125 (2007) sur le commerce des espèces exotiques envahissantes et potentiellement envahissantes en Europe ;
- recommandation n° 99 (2003) sur la Stratégie européenne sur les espèces exotiques envahissantes.

Le Comité permanent a également constitué de nombreux groupes d'experts consacrés spécifiquement à certains types d'espèces. L'un de ces groupes est consacré aux espèces exotiques envahissantes.

Créé en 1992, le groupe d'experts sur les espèces exotiques envahissantes se réunit tous les deux ans et travaille à l'harmonisation des réglementations nationales relatives à l'introduction d'espèces. L'instrument majeur du groupe est la Stratégie européenne sur les espèces exotiques envahissantes qui est abordée plus en détails dans le chapitre 3 de cet ouvrage. (http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/bern/IAS/default_fr.asp).

Réglementation sur l'importation et l'introduction des espèces exotiques envahissantes dans la Communauté européenne

■ Règlements de la Commission européenne en lien avec la CITES

Le règlement (CE) n° 338/97 du Conseil du 9 décembre 1996 relatif à la protection des espèces de faune et de flore sauvages par le contrôle de leur commerce s'applique dans le respect des objectifs, des principes et des dispositions de la CITES. Ce règlement peut en effet imposer des restrictions à l'introduction de certaines espèces dans la Communauté européenne (article 4, paragraphe 6) et à la détention ou au déplacement de spécimens vivants d'espèces dont l'introduction est déjà soumise à restriction (article 9, paragraphe 6). Différentes espèces exotiques envahissantes en France sont listées dans les annexes B et C de ce règlement.
(http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1997:061:0001:0069:FR:PDF)

De ce règlement découlent des règlements d'exécution (RUE) régulièrement mis à jour. Ces règlement peuvent notamment :

- modifier le classement des espèces proposé dans les annexes du règlement CE n°338/97 ;
- suspendre ou interdire l'introduction de certaines espèces dans la Communauté européenne.

Par exemple, le règlement (UE) n° 101/2012 de la Commission du 6 février 2012 modifie le règlement (CE) n° 338/97 du Conseil du 9 décembre 1996. Il intègre notamment en annexe B (conformément à l'article 3, paragraphe 2, point d) trois espèces d'écureuils (*Callosciurus erythraeus*, *Sciurus carolinensis* et *Sciurus niger*) qui constituent une menace écologique pour l'Écureuil roux d'Eurasie (*Sciurus vulgaris*) ainsi que pour certains habitats et communautés végétales.
(http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:039:0133:0200:FR:PDF)

De même, le règlement d'exécution (UE) 888/2014 de la Commission du 14 août 2014 s'appuie sur le premier pour suspendre l'introduction dans la Communauté de spécimens de certaines espèces de faune et de flore sauvage.
(http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=OJ:JOL_2014_243_R_0002&from=FR)

Les espèces exotiques envahissantes dont l'introduction est actuellement suspendue dans la Communauté européenne sont donc : l'Érismature rousse (*Oxyura jamaicensis*), trois espèces d'écureuils (*Callosciurus erythraeus* (figure 32), *Sciurus carolinensis* et *Sciurus niger*), la Tortue peinte (*Chrysemis picta*), la Grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*) et la Trachémyde à tempes rouges (*Trachemys scripta elegans*).

Figure 32

© Jean-Louis Chapuis

*L'Écureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*), originaire d'Asie de l'Est, a été introduit en France, Italie, Pays-Bas et Belgique. Il est interdit d'introduction dans la Communauté européenne depuis 2012 et fait l'objet d'un plan national de lutte en France lancé la même année.*

■ Règlement du Conseil européen relatif à l'utilisation en aquaculture des espèces exotiques et des espèces étrangères au milieu local

Le **règlement (CE) n° 708/2007** du Conseil du 11 juin 2007 relatif à l'utilisation en aquaculture des espèces exotiques et des espèces étrangères au milieu local, s'inscrit dans le cadre du Plan d'action de la Commission en faveur de la diversité biologique. Il est donc conforme aux principes directeurs définis par la CDB.

L'article premier de ce règlement en fixe l'objet : « *le présent règlement établit un* ***cadre régissant les pratiques aquacoles en ce qui concerne les espèces exotiques*** *et celles qui sont localement absentes pour évaluer et réduire au minimum leur impact potentiel sur le milieu aquatique et contribuer de cette façon au développement durable du secteur ». L'article 2 fixe le champ d'application et spécifie que « le présent règlement s'applique à l'introduction d'espèces exotiques et aux transferts d'espèces localement absentes en vue de leur utilisation en aquaculture dans la Communauté* ».

(http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:168:0001:0017:FR:PDF)

Le texte impose un permis pour les introductions dans l'Union européenne d'espèces non indigènes, et confie aux États membres la responsabilité d'accorder ou de refuser les permis. Les demandeurs seront tenus de fournir suffisamment d'informations pour que les États puissent évaluer les risques associés à cette introduction. Lorsque les incidences environnementales d'une introduction sont susceptibles d'affecter plusieurs États membres, la décision est prise par la Commission.
(http://www.assemblee-nationale.fr/europe/dossiers_e/e3129.asp)

Réglementation sur la prévention et la gestion des introductions d'espèces exotiques envahissantes dans la Communauté européenne

■ Règlement du Parlement européen et du Conseil relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes

Ce règlement, publié au Journal officiel de l'Union européenne le 24 octobre 2014 avec une entrée en vigueur au 1er janvier 2015, vise à instituer « *un cadre d'action destiné à prévenir, réduire au minimum et atténuer les incidences négatives des EEE sur la biodiversité et les services écosytémiques » et à « limiter les dommages subis sur le plan socioéconomique* ». Ces objectifs devraient être atteints « *grâce à des mesures ciblant l'introduction intentionnelle d'EEE dans l'Union et leur libération intentionnelle dans l'environnement, l'introduction et la libération non intentionnelles d'EEE, la nécessité de mettre en place un système d'alerte précoce et de réaction rapide et la nécessité de maîtriser la menace que représente la propagation des EEE dans toute l'Union* ».

(http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:JOL_2014_317_R_0003&from=FR)

Ce règlement répond aux engagements internationaux et communautaires de l'Union européenne pris notamment dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (article 8h et objectif 9 d'Aichi) et la stratégie biodiversité de l'Union européenne à l'horizon 2020. Il vient combler un vide législatif communautaire en instaurant une gestion des espèces exotiques envahissantes harmonisée à l'échelle de l'Union (coordination des actions, échange d'informations), jugée plus efficace que l'actuelle fragmentation des politiques (Le Botlan et Deschamps, 2014).

Ce règlement s'articule autour de la mise en œuvre d'une liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union européenne. L'objectif proposé est une liste, incluant tous les types d'organismes de la flore et de la faune, dont le choix sera réalisé sur la base d'évaluations de risques et de preuves scientifiques. Ces espèces seront interdites dans l'UE d'importation, de vente, d'achat, d'utilisation et de libération dans l'environnement.

À partir de cette liste d'espèces préoccupantes pour l'UE, le règlement prévoit trois types d'intervention :

■ **Prévention.** Une série d'interdictions s'appliquera aux espèces de la liste de l'Union (introduction, mise en situation de se reproduire, de transport, de commercialisation, d'utilisation, d'échange, de détention et de libération dans l'environnement). Des plans d'action relatifs aux voies d'introduction seront élaborés afin de prévenir les introductions non intentionnelles ;

■ **Alerte précoce et réaction rapide.** Les États devront mettre en œuvre un système de surveillance, de recherche et de suivi des espèces exotiques envahissantes. Des contrôles aux frontières devront être organisés par les États membres pour éviter l'introduction intentionnelle de ces espèces. Tout État membre qui constatera l'installation d'une de ces espèces prendra immédiatement des mesures d'éradication précoce ;

■ **Gestion des espèces exotiques envahissantes préoccupantes déjà installées.** Si une des espèces listées est déjà largement répandue, des mesures visant à réduire au minimum les dommages qu'elle occasionne devront être mises en place par les États membres.

À l'issue des débats qui ont eu lieu au Conseil et au Parlement européen (figure 33), il a été précisé que les États membres seront pleinement associés à l'élaboration de cette liste. En vertu du principe de subsidiarité, les États pourront établir en complément leur propre sélection d'espèces considérées exotiques et envahissantes dans leur territoire pour lesquelles ils pourront prendre des mesures, qui pourront être plus strictes vis-à-vis des espèces figurant dans la liste établie pour l'Union (Le Botlan et Deschamps, 2014).

Figure 33

© Alina Zienowicz

Le Parlement européen, à Strasbourg.

Le règlement qui a fait l'objet d'avis des États membres a été examiné par le Conseil et le Parlement européen chargés d'adopter conjointement le texte. Des amendements ont été présentés et votés lors d'un vote de la commission environnement du Parlement le 30 janvier 2014. Le vote plénier du parlement a eu lieu le 16 avril 2014. La mise en œuvre effective de la réglementation devrait ainsi débuter en 2015.

Certains points du règlement font encore l'objet de débats au sein des institutions européennes (Le Botlan et Deschamps, 2014) (figure 34). La gestion des espèces considérées comme exotiques envahissantes soulève de nombreuses questions, notamment sur :

■ la nature des impacts causés par ces espèces et leur priorisation (biodiversité, services écosystémiques, santé, économie) ;

■ Le caractère exotique ou indigène des espèces placées dans la liste de l'Union, ainsi que les territoires d'implantation avérée ou potentielle de ces espèces ;

■ L'application uniforme des mesures du règlement aux vingt-huit États pour les espèces placées dans la liste de l'Union.

Figure 34

© N. Poulet

*L'Écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*), est commercialisée sous certaines conditions et soulève la crainte d'une pérennisation de l'espèce dans le milieu naturel pour des intérêts commerciaux ou encore la fuite non intentionnelle lors des opérations de transport vers les lieux de transformation.*

Un plan de mise en œuvre accompagne le règlement du Parlement européen et du Conseil relatif à la prévention et la gestion de l'introduction et la propagation des espèces exotiques envahissantes.

Ce document définit les attentes vis-à-vis de la mise en œuvre de la réglementation sur les espèces exotiques envahissantes et précise également les enjeux :

- passer d'une approche fragmentée à une action commune sur des espèces prioritaires :
  – faire porter les efforts sur les EEE prioritaires,
  – évaluer les risques ;
- passer de la réaction à la prévention :
  – s'orienter vers plus de prévention,
  – renforcer la surveillance et le contrôle,
  – développer la gestion des voies d'introduction ;
- augmenter la prise de conscience et la communication : sensibiliser les parties prenantes.

Pour chacun de ces enjeux, le plan de mise en œuvre propose des actions de soutien et un calendrier à suivre par la Commission et par les États membres.
(http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/index_en.htm)

Directives européennes intégrant les risques d'introduction d'espèces exotiques envahissantes dans la Communauté européenne

■ Directive du Conseil européen concernant la conservation des oiseaux sauvages

La directive 79/409/CEE du Conseil du 2 avril 1979, plus communément appelée « directive oiseaux », vise à protéger et à conserver à long terme toutes les espèces d'oiseaux (y compris leurs œufs, leurs nids et leurs habitats) vivant naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen des États membres (Groenland excepté).

L'article 11 de cette directive prévoit donc que « *les États membres veillent à ce que* ***l'introduction éventuelle d'espèces d'oiseaux ne vivant pas naturellement à l'état sauvage sur le territoire européen des États membres ne porte aucun préjudice à la flore et à la faune locales.*** *Ils consultent à ce sujet la Commission* ».
(http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1979:103:0001:0018:FR:PDF)

Règlements, directives, décisions et recommandations

Pour l'accomplissement de leur mission, les institutions européennes peuvent adopter, aux termes de l'article 288 du traité sur le fonctionnement de l'Union européenne (TFUE), des règlements, directives, décisions ou encore des recommandations ou avis :

- « *le règlement a une portée générale. Il est obligatoire dans tous ses éléments et il est directement applicable dans tout État membre.* » ;
- « *la directive lie tout État membre destinataire quant au résultat à atteindre, tout en laissant aux instances nationales la compétence quant à la forme et aux moyens.* » ;
- « *la décision est obligatoire dans tous ses éléments. Lorsqu'elle désigne des destinataires, elle n'est obligatoire que pour ceux-ci.* » ;
- « *les recommandations et les avis ne lient pas* ».

Chaque acte présente ainsi des caractéristiques qui lui sont propres. Le règlement bénéficie de l'applicabilité directe sur le territoire des États membres, ce qui lui permet de créer des droits au profit des individus sans passer par l'élaboration de mesures nationales de transposition. Le règlement est donc, en théorie, une norme précise qui se suffit à elle-même. À l'inverse, la directive se contente de poser une obligation de résultat aux États membres, tout en leur laissant la liberté de choisir les moyens propres à y parvenir. Quant aux recommandations et avis, ils ne présentent qu'un intérêt limité, compte tenu de leur caractère non contraignant.
(http://www.vie-publique.fr/decouverte-institutions/union-europeenne/approfondissements/differents-actes-europeens-leur-classification.html)

■ Directive du Conseil européen concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages

La directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992, plus communément appelée « *directive habitats faune flore* », a pour objet d'assurer le maintien de la diversité biologique par la conservation des habitats naturels, ainsi que de la faune et de la flore d'intérêt communautaire.

L'article 22.b) de cette directive prévoit que « *Dans la mise en application des dispositions de la présente directive, les États membres veillent à ce que l'introduction intentionnelle dans la nature d'une espèce non indigène à leur territoire soit réglementée de manière à ne porter aucun préjudice aux habitats naturels dans leur aire de répartition naturelle ni à la faune et à la flore sauvages indigènes et, s'ils le jugent nécessaire, interdisent une telle introduction* ».
(http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1992:206:0007:0050:FR:PDF)

■ Directive du Conseil européen concernant les mesures de protection contre l'introduction dans la Communauté d'organismes nuisibles aux végétaux ou aux produits végétaux et contre leur propagation à l'intérieur de la Communauté

La directive 2000/29/CE du Conseil du 8 mai 2000 vise à protéger les États membres contre l'introduction d'organismes nuisibles aux végétaux et aux produits végétaux en provenance d'autres États membres ou de pays tiers.
(http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:169:0001:0112:FR:PDF)

Par organisme nuisible, la directive comprend toute espèce, souche ou biotype de végétal, d'animal ou d'agent pathogène nuisible pour les végétaux ou les produits végétaux. Cette définition couvre notamment les insectes et les acariens, les bactéries, les champignons, les virus et les plantes parasites. Les annexes I et II énumèrent les organismes dont la présence dans l'UE est interdite soit en tant que tels, soit lorsqu'ils se trouvent sur certains végétaux ou produits végétaux. L'annexe III énumère les végétaux et produits végétaux dont l'importation dans l'UE est interdite lorsqu'ils sont originaires de certains pays tiers.
(http://europa.eu/legislation_summaries/food_safety/plant_health_checks/f85001_fr.htm)

La directive 2000/29/CE prévoit, notamment par son article 16, paragraphe 3, la possibilité de prendre des mesures dans les cas d'apparition de nouveaux organismes nuisibles aux végétaux. Cette possibilité a été mise en œuvre en novembre 2012 pour un mollusque aquatique phytophage (Décision d'exécution de la Commission du 8 novembre 2012 relative à des mesures destinées à prévenir l'introduction et la propagation dans l'Union du genre *Pomacea* (Perry).
(http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012D0697&rid=1)

■ Directive cadre européenne sur l'eau (DCE)

La directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, autrement appelée directive cadre européenne sur l'Eau (DCE), a pour objectif la prévention et la réduction de la pollution, la promotion d'une utilisation durable de l'eau, la protection de l'environnement, l'amélioration de l'état des écosystèmes aquatiques et l'atténuation des effets des inondations et des sécheresses. Elle vise ainsi l'atteinte d'un «bon état» écologique et chimique de toutes les eaux communautaires d'ici à 2015.
(http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:FR:PDF)

Pour évaluer le bon état écologique des masses d'eau, la DCE s'appuie sur des indices calculés selon la qualité de différentes communautés biologiques : invertébrés benthiques (IBGN, IBGA), poissons (IPR), macrophytes (IBMR), diatomées (IBD) et oligochètes (IOBS). Sachant que les espèces exotiques envahissantes peuvent altérer la structure et le fonctionnement des milieux aquatiques, un groupe de travail s'est réuni à plusieurs reprises en 2008 et 2009 pour discuter des possibilités d'intégration de ces espèces dans l'évaluation écologique imposée par la DCE.

La DCE n'exige pas des États membres de tenir compte des espèces exotiques dans l'évaluation de l'état écologique de leurs masses d'eau de surface. La conséquence de cette absence de référence claire est que la plupart des outils d'évaluation de l'état écologique ne présentent pas d'intégration explicite des EEE.

Cependant, la DCE stipule que les évaluations d'état écologique doivent refléter les écarts au très bon état, ce qui devrait amener de fait à une intégration des EEE et de leurs impacts sur les communautés dans l'évaluation DCE. C'est pourquoi ont eu lieu les travaux de ce groupe de travail.

Les réunions de travail n'ont pas permis de proposer une démarche commune applicable immédiatement. En effet, les positions sur ce sujet des différents États membres représentés dans le groupe sont restées nettement éloignées les unes des autres.

Entre création d'un indice spécifiquement relié aux EEE (« indice de biopollution »), position de principe sur le fait que certains des indices déjà disponibles les intégraient de fait, ou scores spécifiques pour les EEE à créer et intégrer dans les méthodes existantes, aucune position majoritaire n'a pu être élaborée.

Au-delà de ces propositions formelles, une des inquiétudes de certains États membres (dont la France) était que l'intégration des EEE dans l'évaluation d'état écologique des masses d'eau risquait, dès lors qu'au moins une EEE était présente dans la masse d'eau, d'entraîner systématiquement un déclassement, alors même que l'évaluation des impacts écologiques réels des EEE n'était pas réalisée.

Faute de propositions concrètes issues de cette phase de travail, et dans la mesure où une harmonisation des positions concernant les espèces invasives et la classification écologique des masses d'eau en Europe restait souhaitable, ce sujet a été ajouté au mandat 2010 - 2012 du groupe de travail ECOSTAT mais n'a pas, pour le moment, fait l'objet d'avancées particulières.

Au niveau national

À l'échelle de la métropole, les principaux éléments de réglementation des espèces exotiques envahissantes sont fixés par le Code de l'environnement et les textes d'application qui en découlent. La réglementation phytosanitaire et relative à la protection des végétaux n'est pas détaillée dans cet ouvrage.

Une synthèse de ces différents textes à l'échelle nationale est proposée dans le tableau 5 p.68.

Réglementation relative à l'introduction des espèces exotiques envahissantes

■ Loi relative au renforcement de la protection de l'environnement (Loi Barnier)

■ **L'article 56** de cette loi n° 95-101 du 2 février 1995 modifie le code rural (nouveau) en intégrant un article L.211-3 : « *Afin de ne porter préjudice ni aux milieux naturels ni à la faune et à la flore sauvages, est* ***interdite l'introduction*** *dans le milieu naturel, volontaire, par négligence ou par imprudence :*
1° de tout spécimen d'une espèce animale à la fois non indigène au territoire et non domestique
2° de tout spécimen d'une espèce végétale à la fois non indigène au territoire et non cultivée
3° de tout spécimen de l'une des espèces animales ou végétales désignées par l'autorité administrative. »
[…] « Dès qu'une infraction est constatée, l'autorité administrative peut procéder ou faire procéder à la capture, au prélèvement, à la garde ou à la destruction des spécimens de l'espèce introduite »
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000551804#LEGIARTI000006848476)

■ L'article L.211.3 du Code rural (nouveau) a été abrogé par l'Ordonnance n°2000-914 du 18 septembre 2000.
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexteArticle.do;jsessionid=E5BE262F23EC00948018C773471B45E4.tpdjo13v_3?cidTexte=JORFTEXT000000401865&idArticle=LEGIARTI000006849354&dateTexte=20000921&categorieLien=id)

Le nouveau texte en vigueur correspondant est l'article L411.3 du Code de l'environnement détaillé dans le paragraphe suivant.

■ Code de l'environnement

■ **L'article L411-3** modifié par loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 - art. 241 fixe les règles générales relatives à l'introduction d'espèces non indigènes dans les milieux naturels.
« *I.-Afin de ne porter préjudice ni aux milieux naturels ni aux usages qui leur sont associés ni à la faune et à la flore sauvages, est interdite l'introduction dans le milieu naturel, volontaire, par négligence ou par imprudence :*
1° De tout spécimen d'une espèce animale à la fois non indigène au territoire d'introduction et non domestique, dont la liste est fixée par arrêté conjoint du ministre chargé de la protection de la nature et, soit du ministre chargé de l'agriculture soit, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des pêches maritimes ;

2° De tout spécimen d'une espèce végétale à la fois non indigène au territoire d'introduction et non cultivée, dont la liste est fixée par arrêté conjoint du ministre chargé de la protection de la nature et, soit du ministre chargé de l'agriculture soit, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des pêches maritimes ;
3° De tout spécimen de l'une des espèces animales ou végétales désignées par l'autorité administrative.
II.-Toutefois, l'introduction dans le milieu naturel de spécimens de telles espèces peut être autorisée par l'autorité administrative à des fins agricoles, piscicoles ou forestières ou pour des motifs d'intérêt général et après évaluation des conséquences de cette introduction.
III.-Dès que la présence dans le milieu naturel d'une des espèces visées au I est constatée, l'autorité administrative peut procéder ou faire procéder à la capture, au prélèvement, à la garde ou à la destruction des spécimens de l'espèce introduite. Les dispositions du II de l'article L. 411-5 s'appliquent à ce type d'intervention.
IV.-Lorsqu'une personne est condamnée pour infraction aux dispositions du présent article, le tribunal peut mettre à sa charge les frais exposés pour la capture, les prélèvements, la garde ou la destruction rendus nécessaires.
IV bis.-Lorsque les nécessités de la préservation du patrimoine biologique, des milieux naturels et des usages qui leur sont associés justifient d'éviter leur diffusion, sont interdits le transport, le colportage, l'utilisation, la mise en vente, la vente ou l'achat des espèces animales ou végétales dont la liste est fixée par arrêtés conjoints du ministre chargé de la protection de la nature et soit du ministre chargé de l'agriculture soit, lorsqu'il s'agit d'espèces marines, du ministre chargé des pêches maritimes.
V.-Un décret en Conseil d'État précise les conditions d'application du présent article notamment les modalités selon lesquelles les projets d'introduction dans le milieu naturel mentionnés au II font l'objet d'une mise à disposition préalable du public. »
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do;jsessionid=265C271B1FEE450BEB722E3D4EDE61F6.tpdjo15v_2?idArticle=LEGIARTI000022496815&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20130726)

■ **L'article L415-3** modifié par ordonnance n°2012-34 du 11 janvier 2012 - art. 10 fixe les sanctions en violation à l'article L. 411-3 :
« *Est puni d'un an d'emprisonnement et de 15 000 € d'amende : [...].*
2° Le fait d'introduire volontairement dans le milieu naturel, de transporter, colporter, utiliser, mettre en vente, vendre ou acheter un spécimen d'une espèce animale ou végétale en violation des dispositions de l'article L. 411-3 ou des règlements et des décisions individuelles pris pour son application [...] »
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do;jsessionid=AAE87F623F21F08329A5BCA71FD86CC5.tpdjo14v_2?idArticle=LEGIARTI000006833760&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20090911)

Cette amende est doublée lorsque les infractions sont commises dans un parc national ou une réserve naturelle. Les mêmes sanctions s'appliquent aux infractions relatives aux établissements d'élevage, de vente, de location ou de transit d'animaux d'espèces non domestiques. En cas de condamnation, le tribunal peut mettre à la charge du condamné les frais de capture, de prélèvement, de garde ou de destruction rendus nécessaires.

■ **L'article R415-1** modifié par le décret n°2007-15 du 4 janvier 2007 - art. 1 JORF 5 janvier 2007 fixe les pénalités en cas d'infraction au L. 411-3 :
« *Est puni de l'amende prévue pour les contraventions de la quatrième classe le fait de : [...]*
2° Introduire dans le milieu naturel, par négligence ou par imprudence, tout spécimen d'une des espèces, animale ou végétale, mentionnées à l'article L. 411-3 [...]. »
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do;jsessionid=3CCA81AFC128F75E340FB5F2E43F96BA.tpdjo14v_2?idSectionTA=LEGISCTA000006188811&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20090911)

■ **L'article R432-5** fixe une liste d'espèces animales interdites d'introduction dans les milieux aquatiques (encadré 7) : « *La liste des espèces de poissons, de crustacés et de grenouilles susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques dans les eaux visées au présent titre et dont l'introduction dans ces eaux est, de ce fait, interdite, est fixée comme suit :*

Poissons

Le Poisson-chat : *Ameiurus melas ;*
La Perche soleil : *Lepomis gibbosus.*

Crustacés

Le Crabe chinois : *Eriocheir sinensis.*

Les espèces d'écrevisses autres que :

Astacus astacus : écrevisse à pattes rouges ;

Astacus torrentium : écrevisse des torrents ;

Austropotamobius pallipes : écrevisse à pattes blanches ;

Astacus leptodactylus : écrevisse à pattes grêles.

Grenouilles

Les espèces de grenouilles (*Rana* sp.) autres que :

Rana arvalis : grenouille des champs ;

Rana dalmatina : grenouille agile ;

Rana iberica : grenouille ibérique ;

Rana honnorati : grenouille d'Honnorat ;

Rana esculenta : grenouille verte de Linné ;

Rana lessonae : grenouille de Lessona ;

Rana perezi : grenouille de Perez ;

Rana ridibunda : grenouille rieuse ;

Rana temporaria : grenouille rousse ;

Rana groupe esculenta : grenouille verte de Corse. »

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000006838439&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20120402)

Encadré 7

De l'évolution de la règlementation et des idées reçues

Avant d'en arriver à l'article R. 432-5 du Code de l'environnement listant les espèces « susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques », la réglementation avant 1984 interdisait l'introduction des poissons et crustacés considérées comme « particulièrement nuisibles » (article L439-1). L'article 29 stipulait « Sont reconnus comme particulièrement nuisibles, notamment pour l'application des dispositions de l'article 439-I du Code rural, le Hotu, la Perche-soleil, le Poisson-chat, le Crabe chinois et, en ce qui concerne les eaux de la première catégorie, l'Anguille ». À cette époque, le Hotu et l'Anguille, bien qu'autochtones du territoire métropolitain (le Hotu étant natif du bassin du Rhin), étaient considérés par les ingénieurs du Conseil supérieur de la pêche et les Fédérations de pêche comme exerçant une prédation dommageable pour les autres espèces. Nous savons aujourd'hui que cela n'était pas le cas… Sans qu'il n'y ait nécessairement de relation de cause à effet, nous ne pouvons que déplorer le fait que l'Anguille soit classée en danger critique d'extinction par l'UICN et fasse l'objet d'un plan de gestion au niveau Européen.

Par la suite, la loi pêche de 1984, via le décret du 8 novembre 1985, a introduit la notion d'espèces « susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques » et en a fixé la liste qui n'a plus évoluée jusqu'à aujourd'hui (même si ce texte a ensuite été insérée dans le code rural en 1989 puis dans le code de l'environnement en 2005). En revanche à ce moment-là, l'article L432-11 indiquait que le transport à l'état vivant de ces espèces était interdit sans autorisation délivrée dans les conditions fixées par décret en Conseil d'État. Avec la Loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) de 2006, cette interdiction a été supprimée, le législateur considérant qu'elle empêchait le commerce de ces espèces, commerce considéré comme une solution de régulation. Cependant, le transport de certaines espèces est demeuré soumis à autorisation dans le cadre de la protection des espèces autochtones ; c'est notamment le cas de l'arrêté du 21 juillet 1983 protégeant les écrevisses autochtones (voir page 66) et qui soumet à autorisation la commercialisation et le transport de l'Écrevisse de Louisiane (texte qui devrait être amené à évoluer).

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006064747&dateTexte=)

D'autres articles du Code de l'environnement peuvent également être utiles à la réglementation des espèces exotiques envahissantes :

- les articles L411-1, L411.2 et L411.3 concernant la préservation du patrimoine biologique ;
- l'article L412 concernant les activités soumises à autorisation ;
- les articles L413.2 et L413.3 concernant les établissements détenant des animaux d'espèces non domestiques ;
- l'article R411.41 relatif à la procédure applicable aux mesures d'urgence.

(Code de l'environnement :
http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?idArticle=LEGIARTI000006837756&cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20130531)

Certains articles du Code rural peuvent également concerner les EEE par le biais de la surveillance du territoire :

- épidémiologie en santé animale : article L201.1 et suivants ;
- surveillance biologique du territoire : article L251.1 et suivants dont l'article L251.3.1 qui stipule notamment qu' « *Afin de limiter les populations de rats musqués et de ragondins, tous les moyens de lutte doivent être mis en œuvre* » ;
- groupements de défense contre les organismes nuisibles : articles L252.1 et suivants.

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006071367&idArticle=LEGIARTI000006582982&dateTexte=&categorieLien=cid)

■ Textes d'application du Code de l'environnement et/ou du Code rural

■ **L'arrêté du 2 mai 2007 interdit la commercialisation, l'utilisation et l'introduction dans le milieu naturel** de *Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia* peploides.
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000465704&dateTexte=)

■ **L'arrêté du 30 juillet 2010 interdit sur le territoire métropolitain l'introduction dans le milieu naturel de certaines espèces d'animaux vertébrés :**

Article 2.I : « *Est interdite sur tout le territoire métropolitain et en tout temps l'introduction dans le milieu naturel, volontaire, par négligence, ou par imprudence, des spécimens vivants des espèces d'animaux vertébrés suivantes :*

Mammifères

*Wallaby de Bennett (*Macropus rufogriseus *[Desmarest, 1817])*
*Chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides *[Gray, 1834])*
*Vison d'Amérique (*Neovison vison *[Schreber, 1777])*
*Raton laveur (*Procyon lotor *[Linné, 1758])*
*Cerf sika (*Cervus nippon *[Temminck, 1838])*
Toutes espèces de sciuridés sauf les deux espèces suivantes :
*Marmotte (*Marmota marmota *[Linné, 1758])*
*Écureuil roux (*Sciurus vulgaris *[Linné, 1758])*
*Castor canadien (*Castor canadensis *[Kuhl, 1820])*
*Rat musqué (*Ondatra zibethicus *[Linné, 1766])*
*Ragondin (*Myocastor coypus *[Molina, 1782])*
*Rat surmulot (*Rattus norvegicus *[Berkenhout, 1769])*
*Lapin américain (*Sylvilagus floridanus *[J.A. Allen, 1890]).*

Oiseaux

*Èrismature rousse (*Oxyura jamaicensis *[Gmelin, 1789])*
*Ibis sacré (*Threskiornis aethiopicus *[Latham, 1790])*
*Bernache du Canada (*Branta canadensis *[Linné, 1758])*
*Ouette d'Égypte (*Alopochen aegyptiacus *[Linné, 1766])*
*Perruche à collier (*Psittacula krameri *[Scopoli, 1769])*

Reptiles

Toutes les espèces appartenant aux genres suivants :

Chrysemys spp.

Pseudemys spp.

Trachemys spp.

Graptemys spp.

Clemmys spp.

Amphibiens

*Xénope lisse (*Xenopus laevis *[Daudin, 1802])*

*Grenouille Taureau (*Lithobates catesbeianus *[Shaw, 1802])*

*Grenouille verte de Bedriaga (*Pelophylax bedriagae *[Camerano, 1897])*

*Grenouille verte des Balkans (*Rana kurtmuelleri *[Gayda, 1940]).* »

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022806788&categorieLien=id)

■ **L'arrêté du 17 décembre 1985** fixe la liste des espèces de poissons, de crustacés et de grenouilles représentées dans les eaux visées à l'article 413 du code rural. Article 1 (version en vigueur depuis le 1 janvier 1986) : « *En application de l'article 413 (2°) du Code rural il est interdit d'introduire sans autorisation dans les eaux visées à cet article des poissons, grenouilles et crustacés appartenant à des espèces qui n'y sont pas représentées.* »

La liste des espèces représentées dans ces eaux est disponible sur ce même arrêté.

(http://www.legifrance.gouv.fr/jopdf/common/jo_pdf.jsp?numJO=0&dateJO=19860126&numTexte=01464&pageDebut=01464&pageFin=)

■ **L'arrêté du 20 mars 2013 en application de l'article R. 432-6 du Code de l'environnement fixe la liste des espèces de poissons non représentées dont l'introduction à d'autres fins que scientifiques peut être autorisée par le préfet**

Article 2 : « *La liste des espèces de poissons non représentées, mentionnée à l'article R. 432-6 du Code de l'environnement, dont l'introduction, à d'autres fins que scientifiques, peut être autorisée par le préfet, est la suivante :*

1° Les espèces d'Acipensériformes mentionnées en annexe à l'arrêté du 23 février 2007 susvisé, à l'exception de l'Esturgeon européen Acipenser sturio *(Linnaeus, 1758) ;*

2° La Carpe herbivore ou Carpe Amour blanc Ctenopharyngodon idella *(Cuvier et Valenciennes, 1844).*»

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000027243221&categorieLien=id)

■ **L'arrêté du 22 janvier 2013 interdit sur le territoire national l'introduction de spécimens de Frelon à pattes jaunes *Vespa velutina***

Article 2 : « Est interdite, sur tout le territoire national et en tout temps, l'introduction volontaire dans le milieu naturel des spécimens vivants du Frelon à pattes jaunes *Vespa velutina*. »

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000027048139)

■ Texte d'application de la directive 2000/29/CE du Conseil de l'Europe

■ **L'arrêté du 24 mai 2006 relatif aux exigences sanitaires des végétaux, produits végétaux et autres objets** fixe la liste des organismes nuisibles aux végétaux dont l'introduction et la dissémination sont interdites sur le territoire de la Communauté européenne.

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000637300&dateTexte=vig)

■ **L'arrêté du 3 septembre 1990 relatif au contrôle sanitaire des végétaux et produits végétaux** fixe les listes d'espèces interdites à l'importation dans les territoires des départements d'outre-mer. Les annexes techniques pour la métropole (annexes A) ont été abrogées suite aux évolutions réglementaires ayant débouché sur l'arrêté du 24 mai 2006, mais les annexes spécifiques aux DOM (annexes B) restent en vigueur.

(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006076933)

Réglementation relative à la détention, au commerce et à la présentation des espèces exotiques envahissantes

■ Textes d'application de la CITES

■ **L'arrêté du 30 juin 1998 fixe les modalités d'application de la convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction** et des règlements (CE) n° 338/97 du Conseil européen et (CE) n° 939/97 de la Commission européenne.

Les espèces dont le commerce est soumis à autorisation en France sont donc celles inscrites sur les règlements d'exécution de la CITES ((UE) 578/2013).

■ Textes d'application du Code de l'environnement et/ou du Code rural

■ **L'arrêté du 10 août 2004**, en lien avec la CITES, fixe les conditions d'autorisation de détention d'animaux de certaines espèces non domestiques dans les établissements d'élevage, de vente, de location, de transit ou de présentation au public d'animaux d'espèces non domestiques.
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000018810562)

■ **Un deuxième arrêté du 10 août 2004**, toujours en lien avec la CITES, fixe les règles générales de fonctionnement des installations d'élevage d'agrément d'animaux d'espèces non domestiques.
(http://legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000443942&fastPos=1&fastReqId=2009995165&categorieLien=cid&oldAction=rechTexte)

■ **L'arrêté du 21 novembre 1997 définit les espèces dangereuses**, comme par exemple la Tortue serpentine (*Chelydra serpentina*).
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000387290&dateTexte=29990101)

■ **L'arrêté du 21 juillet 1983 relatif à la protection des écrevisses autochtones** (en cours d'abrogation pour remplacement par un arrêté à vocation plus large) soumet à autorisation le transport et la commercialisation de l'Écrevisse de Louisiane :
Article 2 : « Sont soumis à autorisation, dans les conditions déterminées par le décret n° 77-1296 du 25 novembre 1977 susvisé, l'importation sous tous régimes douaniers à l'exclusion du transit de frontière à frontière sans rupture de charge, le transport ainsi que la commercialisation, à l'état vivant, des écrevisses (n° 03-03 A III ex b du tarif des douanes) de l'espèce : *Procambarus clarkii* (Girard) 1852 : Écrevisse rouge des marais ou Écrevisse rouge de Louisiane ».
(http://www.auvergne.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Arrete_ecrevisses_21_juillet_1983_cle0281bf.pdf)

Réglementation relative à la gestion des espèces exotiques envahissantes

■ Grenelle de l'environnement

Dans l'**article 23 de la loi n°2009-967** du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, l'État fixe des objectifs pour stopper la perte de biodiversité sauvage et domestique et restaurer et maintenir ses capacités d'évolution.

L'un de ces objectifs correspond à « la ***mise en œuvre de plans de lutte contre les espèces exotiques envahissantes***, terrestres et marines, afin de prévenir leur installation et leur extension et réduire leurs impacts négatifs ».
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000020949548&dateTexte=&categorieLien=id#JORFARTI000020949605)

■ Textes d'application du Code de l'environnement et/ou du Code rural

■ **L'arrêté du 26 juin 1987 fixe la liste des espèces de gibier dont la chasse est autorisée.** Les espèces inféodées aux milieux aquatiques correspondantes sont : le Ragondin (*Myocastor coypus*), le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*), le Raton laveur (*Procyon lotor*), le Chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*), le Vison d'Amérique (*Neovivon vison*). Pour information, le Cerf sika (*Cervus nippon*) et le Daim (*Dama dama*) font également partie de cette liste. (http://legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000296288&dateTexte=vig)

■ **L'arrêté du 31 juillet 2000 établit la liste des organismes nuisibles aux végétaux, produits végétaux et autres objets soumis à des mesures de lutte obligatoire.** Les listes concernent les maladies et ravageurs des plantes, et comprennent en annexe B (lutte obligatoire sous certaines conditions), deux rongeurs inféodés aux milieux aquatiques : le Ragondin (*Myocastor coypus*) et le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*).
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000584174)

■ **L'arrêté du 11 août 2006 fixe la liste des espèces, races ou variétés d'animaux domestiques** dont certaines sont parfois considérées comme espèces exotiques envahissantes (Cygne noir, Ouette d'Égypte par exemple) lorsqu'elles retournent dans le milieu naturel.
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000789087)

■ **L'arrêté du 6 avril 2007 est relatif au contrôle des populations de ragondins et de rats musqués.**
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006056474)

■ **L'arrêté du 23 décembre 2011 autorise la chasse de la Bernache du Canada** (*Branta canadensis*) jusqu'en 2015.
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000025023620)

■ **L'arrêté annuel du 24 mars 2014** est pris pour l'application de l'article R. 427-6 du Code de l'environnement et fixe la liste, les périodes et les modalités de destruction des espèces non indigènes d'animaux classés nuisibles sur l'ensemble du territoire métropolitain.
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000028814668&categorieLien=id)

Les espèces concernées sont : le Ragondin (*Myocastor coypus*), le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*), le Raton-laveur (*Procyon lotor*), le Chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*), le Vison d'Amérique (*Neovivon vison*) et la Bernache du Canada (*Branta canadensis*).

■ **L'arrêté du 12 novembre 1996 autorise la destruction par tir des spécimens de l'espèce Érismature rousse** par des agents assermentés, en lien avec les recommandations de la convention de Berne.
(http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000005622132)

Par ailleurs, des espèces exotiques (non envahissantes) peuvent être retirées préventivement du milieu naturel via des textes régissant la sécurité sanitaire (par exemple, l'interdiction d'importation de chiens de prairie (*Cyonomis* sp.) de provenance des États-Unis en prévention du virus de la variole des singes (Décision de la Commission du 20 juin 2003). Des arrêtés préfectoraux ou municipaux peuvent être ainsi mis en place pour des raisons de sécurité publique ou sanitaire.

À l'échelle territoriale, de nombreux arrêtés préfectoraux permettent la gestion des EEE, en application des différents textes de loi et textes d'application du Code de l'environnement et du Code rural. Ces arrêtés sont surtout mis en place pour engager des mesures de destruction (battues administratives) pour la faune exotique envahissante (cas de l'Ibis sacré et de la Bernache du Canada, par exemple).

La liste des arrêtés et articles de loi proposée ici n'est pas exhaustive mais montre un aperçu de l'état du droit français actuel (tableau 5). Un très net déséquilibre peut être constaté entre les textes règlementaires concernant les espèces animales et ceux concernant les espèces végétales. En effet, à l'heure actuelle, seul l'arrêté du 2 mai 2007 est relatif à des espèces végétales. De très nombreux éléments de réglementation entrent en jeu lorsque des opérations de gestion des espèces invasives sont mises en place : par exemple, la réglementation liée à la gestion des déchets verts (encadré 8).

Tableau 5 *Principaux textes réglementaires encadrant l'introduction, la détention, le commerce et la gestion des espèces exotiques envahissantes en milieu aquatique en France métropolitaine.*

Champ d'application	Texte	Groupe biologique ou espèce concernés	Espèces exotiques envahissantes en milieu aquatique concernées (liste non exhaustive)
Introduction	AM 30/07/2010	Mammifères, reptiles, amphibiens,	Wallaby de Bennett Chien viverrin Vison d'Amérique Raton laveur Castor canadien Rat musqué Ragondin Rat surmulot Érismature rousse Ibis sacré Bernache du Canada Ouette d'Égypte Toutes les espèces appartenant aux genres Chrysemys, Pseudemys, Trachemys, Graptemys, Clemmys, Xénope lisse, Grenouille Taureau, Grenouille verte de Bedriaga, Grenouille verte des Balkans
	AM 22/01/2013	Frelon asiatique	*Vespa velutina*
	R. 432-5 CE	Poissons, amphibiens et écrevisses	Poisson-chat Perche soleil Toutes les écrevisses exotiques, Crabe chinois, Grenouille taureau
	AM 02/05/2007	Jussies	*Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia peploides*
	AM 26/05/2006	Invertébrés, microorganismes et plantes parasites	Liste d'organismes fixée par les annexes de la directive 2000/29/CE du 8 mai 2000
	Décision 2012/697/UE	Mollusques	*Pomacea* sp.
	AM 03/09/1990 (Départements d'outre-mer)	Invertébrés, microorganismes et végétaux, nuisibles aux végétaux	*Cf.* liste annexes AM 03/09/1990 *Altemanthera phylloxeroïdes* *Elodea* sp. *Salvinia molesta*
Commerce	AM 02/05/2007	Jussies	*Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia peploides*
	AM 30/06/1998 (CITES)	Oiseaux, mammifères, reptiles et amphibiens	Érismature rousse Tortue peinte Grenouille taureau Trachémyde à tempes rouges
Détention Élevage Présentation au public	AM 21/07/1983	Écrevisse de Louisiane	*Procambarus clarkii*
	AM 10/08/2004	Faune	*Cf.* synthèse ONCFS (Sarat, 2012)
	AM 21/11/1997	Faune	Espèces considérées comme dangereuses
	AM 11/06/2006	Oiseaux	Cygne noir Ouette d'Égypte
Chasse	AM 23/12/2011	Bernache du Canada	*Branta canadensis*
	AM 26/06/1987	Mammifères	Ragondin Rat musqué Raton laveur Chien viverrin
Nuisible	AM 24/03/2014	Mammifères oiseaux	Vison d'Amérique Rat musqué Raton laveur Chien viverrin Vison d'Amérique Bernache du Canada
Lutte obligatoire	AM 31/07/2000	Microorganismes, végétaux et animaux nuisibles aux végétaux	Ragondin Rat musqué *Cf.* liste en annexe AM 31/07/2000
Contrôle	AM 06/04/2007	Rongeurs	Ragondin Rat musqué
	AM 12/11/1996	Érismature rousse	*Oxyura jamaicensis*

La gestion des déchets verts : éléments de réglementation

Les résidus issus de l'enlèvement de plantes sont assimilés à des déchets organiques et plus précisément des déchets verts (article R 541-8 du Code de l'environnement). La réglementation globale de la gestion des déchets s'applique aux déchets organiques. Les résidus de plantes peuvent donc entrer dans plusieurs filières d'élimination ou de valorisation des déchets existantes.

Le stockage

Avant le 1er juillet 2002, il était possible d'effectuer une mise en décharge de ce type de déchets (centres d'enfouissement techniques, sites de stockage) (Directive du Conseil du 26/04/1999). Les déchets verts étaient admissibles en décharge de classe 2 (déchets non dangereux). Depuis le 1er juillet 2002 (article L541-24 du CE), ne sont admis en décharge que les déchets ultimes, ce qui exclut les déchets verts.

Le compostage

Il est possible de confier les déchets verts à des installations de compostage (Nomenclature des Installations classées pour la protection de l'environnement, ICPE 2780) (avec possibilité d'utilisation comme amendement organique, supports de culture ou engrais avec normes précises) ou à des communes ou des particuliers (volume de plus de 5 m^3 et supérieur au seuil ICPE : activités soumises au règlement sanitaire départemental).

L'incinération

Les incinérations de déchets verts sont possibles en centres agréés et sont soumises à la rubrique 2771 de la nomenclature ICPE : cette solution est toutefois déconseillée en raison des rejets atmosphériques et du taux d'humidité souvent important de ces déchets.

Brûlage à l'air libre : les déchets verts sont assimilables à des déchets ménagers dont le brûlage à l'air libre est interdit (sauf sur accord de la préfecture avec avis du CODERST) par l'article 84 du règlement sanitaire départemental type et la circulaire interministérielle du 18 novembre 2011.

L'épandage sur sols agricoles

La circulaire du 10 janvier 2012 relative aux modalités d'application de tri à la source des biodéchets par les gros producteurs (en application de l'article L 5541-21-2 du Code de l'environnement) fixe l'objectif principal de permettre le retour au sol d'une matière organique de qualité compatible avec les objectifs de préservation des milieux sans remettre en cause d'autres modes de valorisation matière.

Elle impose donc le tri à la source des biodéchets en vue de leur valorisation organique. Les déchets de plantes entrent dans la catégorie des déchets verts eux-mêmes inclus dans les biodéchets (définis par l'article R 541-8 du Code de l'environnement). Ils rentrent donc dans le champ de la circulaire en question. Les seules exceptions à l'obligation de tri concernent les déchets de taille et d'élagage valorisés par voie énergétique.

Par ailleurs, la circulaire impose la réalisation d'un traitement préalable des déchets comme le compostage ou la méthanisation. Il est important de remarquer que le compostage peut être réalisé par une collectivité ou un particulier et précédé par un stockage temporaire (pouvant permettre le séchage).

L'épandage ou l'enfouissement des déchets « frais » (sans cette phase de valorisation) n'est donc pas autorisée.

Ces obligations entrent en vigueur à partir de certains seuils (arrêté du 12/07/2011 et R 543-225) qui est de 80 tonnes par an pour 2013.

Dans le cas d'une collectivité, l'obligation de tri et de valorisation ne porte que sur la quantité au-delà de ce seuil.

Par conséquent, un compost (de déchets verts en particulier même non homologués) ou un digestat (résidu de la méthanisation) peuvent être épandus ou enfouis directement sur les sols agricoles (plan d'épandage obligatoire pour les déchets issus d'ICPE (autorisation ou déclaration).

La méthanisation

La valorisation des déchets verts par méthanisation est encadrée par la rubrique ICPE 2781 ou soumis au Réseau santé déchets (RSD) (selon importance).

Références : Articles L 541-1, R 541-8 du Code de l'Environnement, circulaire Voynet du 28 avril 1998 relative à la mise en œuvre et à l'évolution des plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés, circulaire du 28 juin 2001 relative à la gestion des déchets organiques, circulaires du 6 juin 2006 (installations de stockage de déchets ménagers) et 25 avril 2007 (plan de gestion de déchets ménagers), circulaire du 10 janvier 2012 relative aux modalités d'application de tri à la source des biodéchets par les gros producteurs, circulaire interministérielle du 18 novembre 2011interdidant le brûlage à l'air libre, cadre réglementaire et juridique des activités agricoles de méthanisation et de compostage (guide technique, ADEME, 2012).

Roland Matrat, Dreal Pays de la Loire

Des réflexions encore à mener

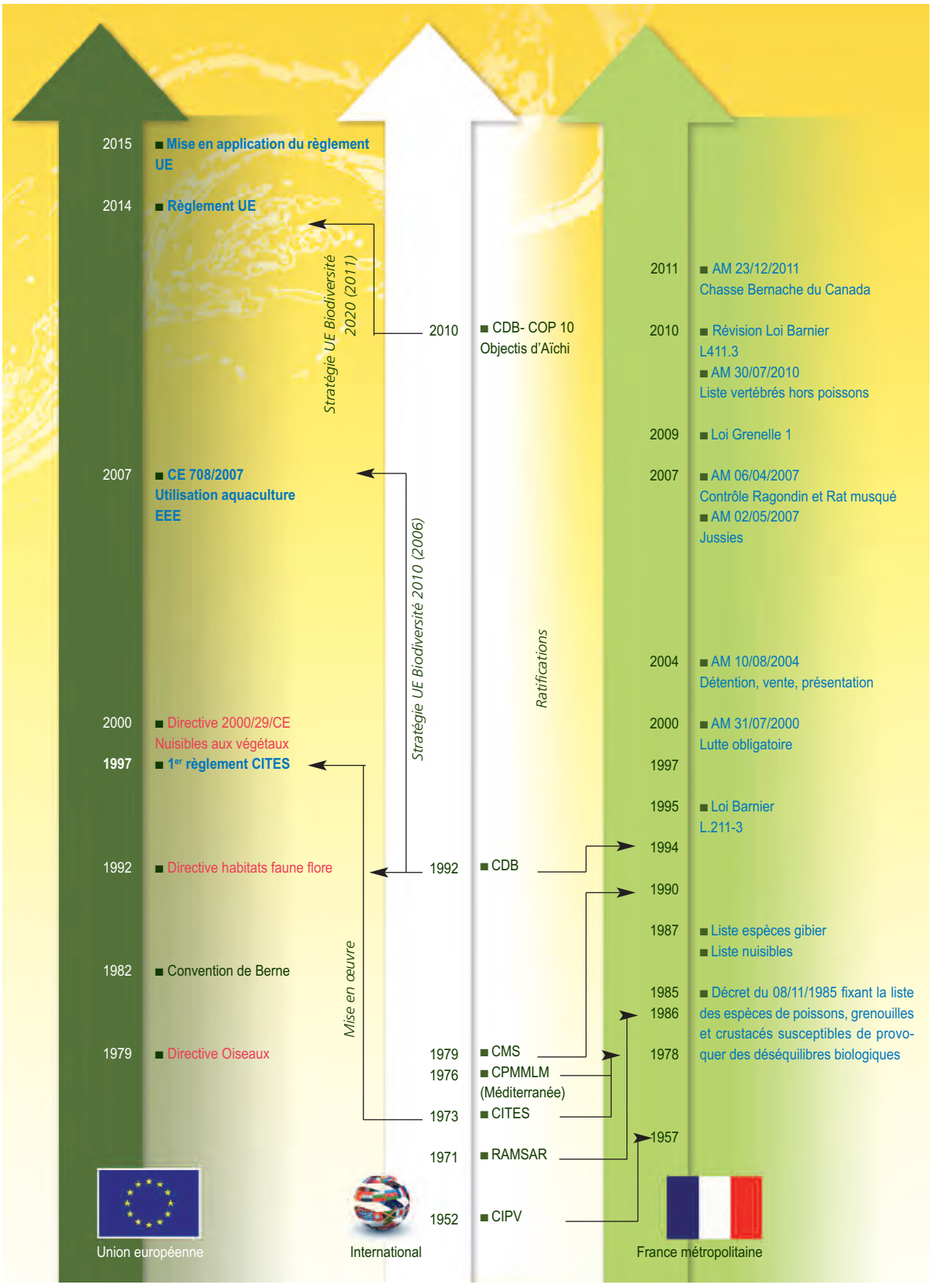
Des difficultés et des besoins

L'augmentation du commerce et des échanges internationaux accroît le risque d'introduction de nouvelles espèces sur le territoire métropolitain. Seule une faible proportion des espèces introduites devient envahissante, mais cette dernière est à l'origine d'impacts écologiques et/ou économiques et/ou sanitaires considérables. La progression de ces espèces ne tient compte d'aucune frontière administrative et la prévention reste le meilleur rempart contre les nouvelles invasions (Lévêque *et al.*, 2012).

La dimension internationale des invasions biologiques a donc obligé à mettre en place des interventions de gestion appuyées par des instruments juridiques adaptés à cette même échelle géographique. À l'heure actuelle, de nombreux textes réglementaires internationaux et régionaux, plus ou moins contraignants (figure 35), traitent, dans des optiques différentes, de l'introduction des espèces exotiques, de leur éradication et de leur contrôle (Shine *et al.*, 2000, 2008). Toutefois, pour que les législations soient efficaces en Europe, elles devraient être appliquées sur l'ensemble du continent avec la même rigueur (Lévêque *et al.*, 2012).

En France, comme dans de nombreux autres pays, les dispositions relatives aux espèces exotiques sont dispersées dans la législation relative à la conservation de la nature et de la biodiversité, à la gestion des ressources en eau, à l'exploitation agricole et forestière, à la pêche et à la mise en quarantaine, ce qui limite leur efficacité dans la régulation des invasions biologiques (encadré 9) (Shine *et al.*, 2000 et Shine, 2008).

Figure 35



directives
règlements, lois et arrêtés
conventions

Législation et réglementation sur les espèces exotiques envahissantes : textes, dates clés et liens entre différentes échelles réglementaires.

Schéma E. Sarat, Comité français de l'UICN - 11/06/2014

Extrait du guide pour l'élaboration d'un cadre juridique et institutionnel relatif aux espèces exotiques envahissantes

« Les raisons de ce morcellement [des dispositions relatives aux invasions biologiques] sont souvent d'ordre historique ou administratif plutôt que scientifique ou technique. D'une façon générale, les problèmes les plus fréquemment rencontrés peuvent être regroupés en plusieurs grandes catégories.

■ *Morcellement des régimes juridiques et des cadres institutionnels*

- Absence d'une approche stratégique, les questions touchant aux espèces exotiques étant souvent ignorées ou ne bénéficiant que d'une faible visibilité dans le cadre de l'aménagement du territoire ou de la protection de la diversité biologique.

- Méconnaissance ou coordination insuffisante entre organismes responsables des questions phytosanitaires, du commerce, de la conservation des ressources naturelles et de la biodiversité, ainsi que d'autres secteurs, pour ce qui est des normes internationales ou de l'élaboration et de la mise en œuvre de la législation nationale.

- Morcellement des régimes applicables et incohérence des approches législatives, ce qui se traduit par une multiplicité d'institutions et une grande diversité de définitions, de critères, de normes et de procédures.

- Articulation insuffisante entre le gouvernement central et les collectivités locales, en particulier dans certains États fédéraux ou décentralisés.

■ *Lacunes relatives au champ d'application, aux définitions et à la terminologie*

- Lacunes taxonomiques : souvent, la législation ne précise pas si les dispositions sont applicables au-delà de l'espèce ou de la sous-espèce.

- Lacunes relatives au champ d'application : les poissons et les micro-organismes exotiques ou les introductions dans certains types d'écosystèmes sont souvent oubliés.

- Absence d'objectifs explicites, ce qui reflète un manque de sensibilisation ou de précision quant à la façon d'aborder les espèces exotiques envahissantes, ou existence d'objectifs trop restreints : dans certains pays, notamment, il n'y a pas de base juridique permettant d'interdire l'introduction d'espèces exotiques si celles-ci ne portent pas directement préjudice à l'agriculture, à la sylviculture ou à la pêche.

- Absence de définition ou incohérence dans la définition de mots clés.

■ *Difficultés liées au respect de la réglementation, à sa mise en œuvre et aux voies de recours*

- Primauté d'une démarche purement réglementaire ; peu de recours à des mesures d'incitation ou de dissuasion, financières ou autres, afin de décourager les introductions d'espèces indésirables, ou à des mesures d'éradication ou de lutte contre ces dernières.

- Absence de dispositions relatives aux voies et aux vecteurs d'introduction involontaire.

- Procédures de permis et d'analyse du risque lourdes, longues et coûteuses.

- Absence de dispositions juridiques permettant de mettre en place une surveillance continue.

- Absence de pouvoirs et d'obligations clairement définis en matière d'éradication, de confinement ou de lutte contre les espèces envahissantes ; recours à des méthodes de gestion de crise lorsque des invasions se produisent.

- Application insuffisante de la législation (faible niveau de respect de la réglementation, peu de mécanismes d'im*putabilité) parce que les procédures classiques du droit civil et du droit pénal sont difficilement applicables dans le contexte des espèces exotiques.* »

Un constat similaire a été fait à l'échelle nationale (Shine, 2008).
(http://especes-envahissantes-outremer.fr/pdf/clare_shine_analyse_reglementation_2008.pdf)

Cette mosaïque de textes issus de différents ministères rend assez complexe la connaissance et l'utilisation concrète de la réglementation sur la thématique des espèces exotiques envahissantes. Les gestionnaires des milieux aquatiques peuvent, de plus, rencontrer des difficultés d'interprétation de ces textes, voire même de contacts efficaces en matière d'application de cette réglementation. Une réelle coordination entre les différents organismes publics responsables notamment du commerce, de la conservation des ressources naturelles, de la gestion des organismes nuisibles et d'autres secteurs permettrait d'améliorer notablement la mise en œuvre de la réglementation.

Par ailleurs, des lacunes persistent toujours dans l'arsenal réglementaire national (encadré 10), en particulier pour les plantes aquatiques puisque le seul arrêté s'y rapportant est celui du 2 mai 2007 qui interdit le commerce et le transport des deux espèces de Jussies envahissantes (*Ludwigia grandiflora* et *Ludwigia peploides*). La liste qui avait circulé au préalable dans les réseaux d'experts comportait au moins une vingtaine d'espèces, mais seules ces deux espèces, parmi les plus répandues sur le territoire français, ont fait l'objet de cet arrêté (Dutartre *et al.*, 2012).

Pour améliorer cette situation, des évolutions réglementaires devraient être prochainement mises en œuvre dans le cadre de la mise en œuvre du règlement européen et de la stratégie nationale relative aux espèces invasives ayant un impact sur la biodiversité conduite par le ministère chargé de l'écologie (voir chapitre 3) (Dutartre *et al.*, 2012).

Un des enjeux majeur pour une meilleure mise en œuvre de la réglementation sera le renforcement des moyens humains, techniques et financiers dédiés notamment pour le contrôle des importations volontaires (commercialisation pour l'ornementation ou l'aquariophilie par exemple).

Des améliorations nécessaires pour répondre aux besoins des gestionnaires

Des améliorations seraient les suivantes :

- Éviter les recoupements de certains textes concernant notamment les espèces animales (par exemple, les rongeurs aquatiques - Ragondin et Rat musqué - sont considérés à la fois dans la réglementation concernant la protection des végétaux et celles concernant la chasse, la faune sauvage et les nuisibles) ;
- améliorer l'interprétation de certains textes réglementaires ;
- adopter une terminologie commune au sein des textes (espèce introduite, espèce non indigène, espèce susceptible de provoquer des déséquilibres biologiques, etc.) ;
- identifier des sources pour le choix des liste d'espèces (INPN, DAISIE, listes régionales, listes réglementaires, etc.) ;
- améliorer la coordination interministérielle à l'échelle nationale avec prise en compte de tous les réseaux d'acteurs déjà existants ;
- créer de la réglementation sur les modalités de détection précoce et d'interventions rapides ;
- améliorer la diffusion d'informations sur les ajouts récents en matière de réglementations (exemple des espèces animales classées) ;
- faciliter l'accès et les interventions sur les propriétés privées (figure 36) ;
- mettre en place une réglementation pragmatique et des moyens de contrôle pour la faune sauvage captive dont les échappés sont à l'origine de nombreuses populations (Raton laveur, Cygne noir, Ibis sacré, Érismature rousse, etc.) ;
- responsabiliser les détenteurs de faune captive : obligation de puçage des animaux, application du principe pollueur / payeur ;
- simplifier la réglementation et rendre possible la prise d'arrêtés préfectoraux homogènes (bases juridiques et modalités de gestion similaires entre départements) ;
- responsabilité, cohérence et solidarité nationale : l'éradication d'une espèce doit être engagée dans la région concernée et dans les régions voisines (problème de l'Ibis sacré) ;
- déterminer un principe de précaution consensuel de façon à faciliter la réactivité reconnue comme essentielle par tous les acteurs.

Figure 36

© J. P. Le Ridant

Les difficultés d'intervention et d'accès sur les propriétés privées peuvent compromettre la gestion des espèces exotiques envahissantes. C'est le cas, en Sologne, des étangs avec un plan de gestion de la Grenouille taureau (Lithobates catesbeianus).

Où trouver de l'information

Différentes discussions avec les gestionnaires de milieux aquatiques ont montré leur besoin récurrent de synthèses pratiques concernant la réglementation relative aux espèces exotiques envahissantes. Sans prétendre fournir une telle synthèse, est listée, ci-dessous, différentes références qui fournissent des informations sur la réglementation des espèces exotiques envahissantes à différentes échelles territoriales.

Légifrance

Légifrance, le service public de la diffusion du droit par Internet, donne accès au droit français. Les codes, lois et règlements, les arrêtés ministériels et les conventions en lien avec les espèces exotiques envahissantes sont ainsi tous disponibles sur le site dédié : www.legifrance.gouv.fr.

Site internet du groupe de travail Invasions biologiques en milieux aquatiques

Le chapitre du présent ouvrage sur la réglementation en vigueur est disponible sur le site internet du GT IBMA et fait l'objet de mises à jour régulières.
(http://www.gt-ibma.eu/base-documentaire/reglementation/)

Eaufrance, le portail de l'eau

Portail du système d'information sur l'eau en France, ce site internet dresse un panorama des fonctions, des menaces et de la réglementation qui s'applique aux zones humides. Une page est consacrée à la réglementation sur les EEE en milieu aquatique.
(http://www.zones-humides.eaufrance.fr/reglementation/faune-et-flore-des-milieux-humides?q=node/405).

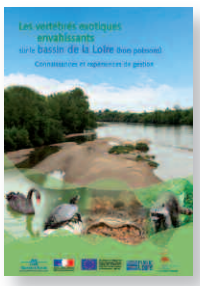
Guide pour l'élaboration d'un cadre juridique et institutionnel relatif aux espèces exotique envahissantes (Shine *et al.*, 2000)

Cet ouvrage propose notamment un tableau des instruments et des institutions régionales et internationales relatifs aux espèces exotiques envahissantes avec les dispositions pertinentes, les décisions et activités et programmes correspondants à ces instruments juridiques.
(http://www.issg.org/pdf/publications/GISP/Guidelines_Toolkits_BestPractice/Shine_etal_2000_FR.pdf)

Sites Internet des différents ministères du gouvernement français

Sur le site du ministère chargé de l'environnement (non mis à jour) :
http://www.developpement-durable.gouv.fr/Un-engagement-international,13025.html
Sur le site du ministère chargé de l'Agriculture :
http://agriculture.gouv.fr/actualites-reglementaires,1046
http://agriculture.gouv.fr/actualites-reglementaires
Site d'information réglementaire de la Direction générale de l'alimentation (DGAL) :
http://galateepro.agriculture.gouv.fr/

Synthèse réglementaire concernant les espèces de vertébrés exotiques envahissants du Bassin de la Loire (Sarat (coord.), 2012)



Cette synthèse a été réalisée par la délégation interrégionale Centre – Île-de-France de l'office national de la chasse et de la faune sauvage, dans le cadre des travaux réalisés pour le plan Loire grandeur nature. Son objectif est de présenter les principaux éléments de réglementation en vigueur concernant les espèces de vertébrés exotiques envahissants du bassin de la Loire. Elle n'a pas la prétention de traiter toutes les espèces et n'est pas exhaustive mais pourra évoluer dans le temps en fonction des actualités juridiques.
Cette synthèse est disponible en ligne sur le site de l'ONCFS : http://www.oncfs.gouv.fr/la-connaissance-et-la-gestion-des-vertebres-amp-nbsp-ru526/La-connaissance-et-gestion-des-vertebres-envahissants-ar1376

■ **Manuel de gestion des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne (Haury *et al.*, 2010)**

Cet ouvrage présente un état de la réglementation relative aux espèces végétales aquatiques et ripariales envahissantes, articulé autour de trois notions juridiques que sont la prévention, l'introduction dans le milieu naturel et la gestion. Il fait également un rappel sur les obligations que les gestionnaires doivent respecter concernant la mise en œuvre des interventions de gestion (accessibilité au milieu, lien avec la police de l'eau, chantiers d'enlèvement) et sur les outils dont le maître d'ouvrage doit se doter pour réaliser les travaux de gestion. Cet ouvrage est disponible sur le site Internet du Centre de ressources Loire Nature : http://centrederessources-loirenature.com/home.php?num_niv_1=1&num_niv_2=4&num_niv_3=11&num_niv_4=58

■ **État des lieux et recommandations sur les outils juridiques portant sur les espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer (Shine, 2008)**

Ce rapport propose un état des lieux et des recommandations sur les outils juridiques portant sur les espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outremer. Composé d'une partie générale et d'une partie spécifique au dispositif national et à chaque collectivité, il présente :

- un résumé des instruments juridiques pertinents à l'échelle internationale et dans les régions où se situent les collectivités, qui définissent les obligations acceptées par la France,
- un inventaire des mesures existantes au niveau national et dans chaque collectivité avec une tentative d'évaluation de l'efficacité des textes concernés,
- des recommandations pratiques adressées à la France et à chaque collectivité pour améliorer la prise en compte des espèces exotiques envahissantes dans les textes réglementaires et l'efficacité de leur mise en vigueur. (http://especes-envahissantes-outremer.fr/pdf/clare_shine_analyse_reglementation_2008.pdf)

■ **L'Inventaire national du patrimoine naturel**

L'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) gère et diffuse en ligne des informations sur le patrimoine naturel terrestre et marin (espèces animales et végétales actuelles et anciennes, habitats naturels, espaces protégés et géologie) en France métropolitaine et en outremer. Les données sont fournies par les partenaires et le Muséum national d'Histoire naturelle organise leur gestion, leur validation et leur diffusion. L'INPN présente les informations relatives aux espèces végétales et animales présentes sur le territoire français, dont les espèces introduites et contient des éléments de réglementation en vigueur les concernant. (http://inpn.mnhn.fr)

■ **Services de l'État et autres**

Malgré la diversité des textes de loi et les difficultés liées au manque de diffusion d'information, les différents services de l'état, police de l'eau et de l'environnement (Onema, ONCFS, DDT(M)), ainsi que toutes autres structures chargées de faire appliquer la loi sont en obligation de la connaître. Ces instances sont donc les mieux placées pour répondre aux questionnements concernant la réglementation.

Panorama des stratégies et actions mises en œuvre sur les espèces exotiques envahissantes

3

Ce chapitre a été rédigé par :
Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)
et Emilie Mazaubert (Irstea)

Avec la contribution de :
Alain Dutartre (Expert indépendant, ex-Irstea)
Stéphanie Hudin (Fédération des conservatoires d'espaces naturels)
Nadia Le Botlan (Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie)
Isabelle Mandon-Dalger (Fédération des conservatoires botaniques nationaux)
Roland Matrat (Dreal des Pays-de-la-Loire)
Nicolas Poulet (Onema)
Jessica Thévenot (MNHN)
Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN)

80 ■ À l'échelle internationale
82 ■ À l'échelle européenne
91 ■ À l'échelle nationale
102 ■ À l'échelle territoriale

À l'échelle internationale

Global Invasive Species Programme (GISP)

Le Programme mondial sur les espèces envahissantes (GISP) a été créé en 1997. Coordonné par le *Scientific Committee on Problems of the Environment* (SCOPE), en collaboration avec l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et le *Centre for Agricultural Bioscience International* (CABI), le GISP est une branche du programme international pour la science de la diversité biologique (DIVERSITAS).

Sa mission est de contribuer à la conservation de la biodiversité et de maintenir les moyens de subsistance de l'Homme en limitant (ou réduisant) la propagation et les impacts des EEE.

Ses objectifs sont de fournir un soutien politique aux accords internationaux traitant des EEE, notamment l'article 8 (h) de la Convention sur la diversité biologique (CDB), et de sensibiliser le public aux menaces posées par les EEE dans le monde.

■ Phase I (1997-2005)

Pendant cette première phase, le GISP a visé à :

- améliorer les connaissances scientifiques sur les EEE pour aider à la prise de décision ;
- développer l'utilisation d'alertes précoces, d'évaluations et de réponses rapides ;
- renforcer les capacités de gestion ;
- réduire les impacts économiques des EEE ;
- améliorer les méthodes d'évaluation des risques ;
- renforcer les accords internationaux.

Le GISP a publié en 2001 une stratégie mondiale sur les espèces exotiques envahissantes (McNeely *et al.*, 2001) et un guide pour une meilleure prévention et de meilleures pratiques de gestion de ces espèces (Wittenberg et Cock, 2001). Pour faciliter et coordonner la mise en œuvre de la stratégie mondiale, le Secrétariat du GISP a été constitué en 2003 au Cap (Afrique du Sud).

■ Phase II (2006-2010)

Au cours de cette seconde phase, les activités du GISP ont porté sur trois thèmes :

- évaluer le problème des EEE et prévenir leur propagation internationale par l'amélioration des connaissances scientifiques pour aider la prise de décision et améliorer leur gestion ;
- étudier comment les EEE affectent les principaux secteurs économiques afin de réduire leurs impacts sur les écosystèmes naturels et sur l'alimentation humaine ;

■ gérer et apporter une réponse politique en créant un environnement favorable à l'amélioration de la gestion des EEE.
(http://www.diversitas-international.org/activities/past-projects/global-invasive-species-programme-gisp)

Par manque de financements, les activités du Secrétariat du GISP ont cessé en mars 2011.
(http://www.bgci.org/resources/news/0794/).

Global Invasive Species Information Network (GISIN)

Le Réseau mondial d'information sur les espèces envahissantes (GISIN en anglais) a été créé en 2008 pour fournir une plate-forme de partage d'informations sur les espèces envahissantes à l'échelle mondiale via Internet et d'autres moyens numériques. Ce réseau, développé par un groupe de collaborateurs dirigé par le *United States Geological Survey* (USGS[6]) , donne accès à des données et informations permettant d'aider la détection, la réponse rapide ou la régulation des espèces envahissantes. Une base d'information sur les EEE est ainsi mise à disposition, compilant les données par espèce et par pays.
(http://www.gisin.org/DH.php?WC=/WS/GISIN/GISINDirectory/home_new.html&WebSiteID=4)

Invasive Species Specialist Group (ISSG)

Créé en 1994 et coordonné par la Commission de la sauvegarde des espèces (CSE) de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), l'ISSG est le groupe de spécialistes de l'UICN sur les EEE. Il mobilise 196 experts de 40 pays différents et un réseau informel de plus de 2 000 autres experts et personnes ressources. Les objectifs du groupe sont de renforcer la sensibilisation sur les EEE et d'améliorer les moyens de prévention, de maitrise et d'éradication (http://www.issg.org/about.htm).

Les deux principaux secteurs d'activité de l'ISSG sont de fournir des conseils techniques et politiques et de faciliter l'échange d'informations grâce à des outils en ligne et à la création de réseaux, ce qui se traduit par :

■ la promulgation de conseils scientifiques et techniques aux membres de l'UICN pour l'élaboration de stratégies de gestion et la participation aux instances internationales (CDB, Ramsar, etc.) ;

■ la publication d'un bulletin semestriel *Aliens* (http://www.issg.org/publications.htm) ;

■ la gestion de la base de données mondiale sur les espèces envahissantes *GISD* (en anglais) (http://www.issg.org/database/welcome/) ;

■ la gestion d'une liste de diffusion *Aliens-L* permettant aux utilisateurs de rechercher librement et de partager des informations sur les espèces envahissantes et les impacts qu'elles engendrent (https://list.auckland.ac.nz/sympa/info/aliens-l) ;

■ l'exploitation d'un service d'information : *Aliens-referral* qui facilite les liens entre experts et autres parties prenantes.

6 - L'USGS est une organisation scientifique qui fournit des informations sur la santé des écosystèmes et de l'environnement : http://www.usgs.gov/aboutusgs/

À l'échelle européenne

Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes (Conseil de l'Europe – Convention de Berne)

La prise en compte de la problématique des espèces exotiques envahissantes à l'échelle internationale, notamment dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (CDB) dès 1992, a entraîné la mise en place d'une stratégie européenne relative aux EEE (figure 37). Ainsi, lors de sa 21e réunion en novembre 2001, le Comité permanent de la CDB a demandé que soit élaborée une stratégie européenne sur les espèces exotiques envahissantes.

Un premier projet de stratégie a été présenté lors de la 4e réunion du groupe d'experts qui s'est tenue à Hora (Açores, Portugal) en octobre 2002 et lors de la 5e réunion de ce même groupe qui a eu lieu à Strasbourg en juin 2003.

C'est lors de la 23e réunion du Comité permanent de la Convention de Berne que s'est faite l'approbation de la stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes ainsi que l'adoption de la recommandation n°99 (2003) portant sur la stratégie européenne et recommandant aux parties contractantes :

- « *d'élaborer et de mettre en œuvre des stratégies nationales relatives aux espèces exotiques envahissantes qui tiennent compte de la Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes mentionnée ci-dessus* » ;
- « *de coopérer, chaque fois que cela semble approprié, avec d'autres Parties contractantes et États observateurs à la prévention de l'introduction d'espèces exotiques envahissantes, à l'atténuation de leur impact sur la flore, la faune et les habitats naturels indigènes, et à l'éradication ou au confinement quand ces mesures sont réalisables et pratiques, notamment en échangeant des informations, en collaborant au sein de projets européens et en accordant une attention particulière aux espèces exotiques envahissantes dans les zones commerciales et transfrontalières* » ;
- « *de tenir le Comité permanent informé des mesures prises pour mettre en œuvre cette Recommandation* ».

(https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?Ref=Rec(2003)099&Language=lanFrench&Ver=original&Site=DG4-Nature&BackColorInternet=a3b811&BackColorIntranet=a3b811&BackColorLogged=EDF4B3)

La stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes encourage la mise en œuvre des mesures coordonnées dans l'ensemble des pays de l'Europe afin de prévenir ou de minimiser les impacts de ces espèces sur la biodiversité, l'économie et la santé.

Cette stratégie s'adresse principalement aux gouvernements des Parties contractantes à la Convention de Berne et d'autres États d'Europe. C'est un document détaillé qui fournit des orientations à destination des organismes de protection de la nature ou responsables d'activités en lien avec la prévention ou la gestion des EEE.

Les orientations proposées visent notamment à :

- « *accroître rapidement la sensibilisation et l'information sur les problèmes relatifs aux espèces exotiques envahissantes et les moyens de les résoudre* » ;
- « *renforcer la capacité nationale et régionale et la coopération face aux problèmes liés aux espèces exotiques envahissantes* » ;
- « *prévenir l'introduction de nouvelles espèces exotiques envahissantes en Europe ou à partir d'une région d'Europe dans une autre, et promouvoir les réactions rapides aux incursions relevées* » ;
- « *réduire l'impact des espèces exotiques envahissantes déjà implantées* » ;
- « *assurer le rétablissement des espèces et la restauration des écosystèmes et habitats naturels qui ont souffert des invasions biologiques, lorsque c'est réalisable et souhaitable* » ;
- « *identifier des actions clefs à mettre en œuvre aux niveaux national et régional et en définir le degré de priorité* » (Genovesi et Shine, 2011).

En lien avec ces recommandations, des guides européens de bonnes conduites ont été réalisés (encadré 11page suivante).

Figure 37

Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes.

Les codes européens de bonnes conduites

Dans le cadre de la Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes (Genovesi et Shine, 2011), plusieurs codes de bonnes conduites ont été réalisés à l'attention des États membres. Ces codes sont des instruments volontaires pour la mise en œuvre de cette stratégie et visent les organismes publics, les acteurs économiques, les usagers et les organisations non-gouvernementales. Leur objectif est de proposer une politique cohérente, responsable et proactive sur les espèces exotiques envahissantes et appliquée de façon homogène à l'échelle de l'Union européenne.

Le code de conduite sur l'horticulture et les plantes exotiques envahissantes

En 2008, le Conseil de l'Europe et l'Organisation européenne pour la protection des plantes (OEPP) ont élaboré conjointement un Code européen de conduite sur l'horticulture et les plantes exotiques envahissantes (figure 38).

Ce code a été adopté par le Comité permanent à la convention de Berne lors de sa 28e réunion à Strasbourg en novembre 2008, en même temps que la recommandation n°134 (2008) s'y rapportant et recommandant que les Parties contractantes :

- « *élaborent des codes de conduite nationaux sur l'horticulture et les plantes exotiques envahissantes en tenant compte du Code européen de conduite susmentionné* » ;
- « *collaborent avec l'industrie de l'horticulture et particulièrement avec les gestionnaires des espaces publics (par exemple, les services des villes) pour concevoir et aider à propager de bonnes pratiques et des codes de conduite visant à prévenir la dissémination et la prolifération de plantes exotiques envahissantes* » ;
- « *tiennent le Comité permanent informé des mesures adoptées pour mettre en œuvre cette Recommandation* ».

(https://wcd.coe.int/ViewDoc.jsp?Ref=Rec(2008)134&Language=lanFrench&Ver=original&Site=DG4-Nature&BackColorInternet=DBDCF2&BackColorIntranet=FDC864&BackColorLogged=FDC864#)

Réédité en 2011 (Heywood et Brunel, 2011), le code ne comporte aucune obligation mais propose différentes dispositions pouvant être mises en œuvre pour sensibiliser les professionnels et prévenir de l'introduction de nouvelles espèces exotiques envahissantes en Europe :

- « *Étudiez quelles espèces sont envahissantes dans votre région* » ;
- « *Sachez exactement ce que vous cultivez : vérifiez la bonne identification des produits destinés à être cultivés* » ;
- « *Tenez-vous informé de la réglementation relative aux plantes exotiques envahissantes* » ;
- « *Collaborez avec les autres parties intéressées - celles du commerce et celles des secteurs de la sauvegarde de la nature et de la protection des végétaux* » ;
- « *Accordez-vous sur les espèces végétales qui constituent une menace et cessez de les détenir ou de les proposer* » ;
- « *Évitez les plantes exotiques envahissantes ou potentiellement envahissantes pour les grands programmes de plantation dans les espaces publics* » ;
- « *Adoptez de bonnes pratiques d'étiquetage* » ;
- « *Proposez des plantes de substitution aux espèces envahissantes* » ;
- « *Attention à la manière de vous débarrasser des déchets végétaux, de stocks indésirables et de déchets renfermant des végétaux* » ;
- « *Adoptez de bonnes pratiques de production pour prévenir les introductions et disséminations involontaires* » ;
- « *Faites de la publicité et de la sensibilisation* » ;
- « *Tenez compte du risque accru d'invasions par les plantes exotiques envahissantes en raison du changement climatique* ».

Le code européen de bonnes conduites pour les jardins botaniques (Heywood, 2013)

En 2013, un code européen de bonnes conduites a été élaboré pour les jardins botaniques (figure 38). Ce code explique le rôle particulier qu'ont joué les jardins botaniques dans les invasions biologiques et propose des lignes directrices pour la sensibilisation, le partage de l'information, la prévention et les mesures de contrôle. (https://wcd.coe.int/com.instranet.InstraServlet?command=com.instranet.CmdBlobGet&InstranetImage=2300032&SecMode=1&DocId=1943644&Usage=2)

Le code européen de bonnes conduites pour les parcs zoologiques et les aquariums (Scalera *et al.*, 2012)

Ce code de bonne conduite, qui s'adresse à l'ensemble des parcs zoologiques et aquariums des États membres du Conseil de l'Europe, propose des lignes directrices sur les mesures volontaires que peuvent mettre en place ces établissements pour atténuer les problèmes en lien avec la dispersion des espèces exotiques envahissantes. Cinq recommandations ont été élaborées pour :

- mettre en place des mesures de prévention pour éviter les introductions intentionnelles d'EEE et leur dispersion dans le milieu naturel ;
- intégrer le risque posé par les EEE dans les projets de gestion de la faune sauvage ;
- mettre en place des actions de sensibilisation sur les EEE et leurs impacts ;
- adopter des bonnes pratiques en lien avec un système d'alerte et de détection précoce des EEE ;
- s'informer de la réglementation en vigueur concernant ces établissements et la détention d'EEE.

(https://wcd.coe.int/com.instranet.InstraServlet?command=com.instranet.CmdBlobGet&InstranetImage=2176840&SecMode=1&DocId=1943806&Usage=2)

Figure 38

Codes de bonnes de conduites européens pour l'horticulture et les jardins botaniques.

Des projets LIFE et LIFE +

Malgré l'absence d'instrument financier dédié à la problématique des EEE, la Commission européenne a contribué au financement de plus de 300 projets sur cette thématique depuis 1992, ce qui représente un budget total de plus de 132 millions d'euros (Scalera, 2010).

Instrument financier pour l'environnement de l'Union européenne (UE), le programme LIFE est le dispositif le plus utilisé pour la mise en place de programmes de gestion des EEE. Débuté en 1992, ce programme a pour objectif de contribuer à la mise en œuvre, à l'actualisation et au développement de la politique et de la législation environnementale de l'UE par le cofinancement de projets ayant un caractère innovateur ou un effet de démonstration apportant une valeur ajoutée à l'échelle européenne. (http://ec.europa.eu/environment/life/about/)

Ainsi, entre 1992 à 2006, 187 projets en lien avec les EEE ont été financés dans le cadre des programmes LIFE, représentant 44 millions d'euros (Scalera, 2010).

Une trentaine de projets abordaient directement la problématique et plus de 160 avaient au moins une composante sur les EEE. 52% des projets ont été menés en Espagne, Royaume-Uni, France et Italie (encadré 12). En moyenne, 12 projets LIFE en lien avec les EEE ont été financés chaque année par la Commission européenne, soit 3 millions d'euros par an.

Le programme LIFE + a couvert la période 2007-2013 et disposait d'un budget de 2,143 milliards d'euros.

Le règlement (CE) n° 614/2007 du Parlement et du Conseil du 23 mai 2007 a fixé le fondement juridique du LIFE +. (http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:149:0001:0016:FR:PDF)

D'après ce règlement, les projets financés devaient satisfaire les critères suivants :

- servir l'intérêt de la Communauté en soutenant l'élaboration et la mise en œuvre de la politique et du droit communautaires en matière d'environnement ;
- être techniquement et financièrement cohérents et réalisables et offrir un bon rapport coût-efficacité ;
- garantir d'offrir une valeur ajoutée européenne en répondant, au minimum, à l'un des critères suivants :

– être relatifs aux meilleures pratiques ou de démonstration pour la mise en œuvre des directives de conservation des oiseaux sauvages ou des habitats,

– présenter un caractère novateur ou de démonstration se rapportant aux objectifs de la Communauté dans le domaine de l'environnement,

– correspondre à des campagnes de sensibilisation ou de formations spécifiques dans le domaine de la prévention des incendies de forêt,

– viser la définition et la mise en œuvre d'objectifs communautaires portant sur la surveillance des forêts et des interactions environnementales.

Chaque année, la Commission lance un appel à propositions et décide quels projets, parmi ceux qui lui sont présentés, peuvent bénéficier du soutien financier de LIFE+. La liste de ces projets est régulièrement publiée.

Quelques exemples de projets LIFE + sur la problématique des invasions biologiques

AlterIAS (*ALTERnatives to Invasive Alien Species*) est un projet de communication qui a pour but de à sensibiliser le secteur horticole à la problématique des plantes exotiques envahissantes. Le projet a pour objectif final de réduire les introductions volontaires de ces plantes dans les jardins, les parcs, les étangs d'agrément, les espaces verts et les bords de routes, qui constituent les points de départ des invasions dans les milieux naturels. AlterIAS est un projet national qui a notamment permis le développement du premier code de conduite belge sur les plantes invasives.
(http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=ALTERIAS_Code_conduite_FR.pdf et http://www.alterias.be/fr/)

CAISIE (*Control of Aquatic Invasive Species and Restoration of Natural Communities in Ireland*) contribue à la compréhension et au contrôle des espèces exotiques envahissantes en Irlande. L'objectif global du projet est d'enrayer la perte de biodiversité dans les écosystèmes d'eau douce irlandais en limitant les impacts engendrés par les espèces aquatiques envahissantes grâce au développement de méthodes de gestion efficaces, d'un programme d'engagement et de sensibilisation des parties prenantes et à l'élaboration d'instruments législatifs et politiques. Un des objectifs plus spécifiques de ce projet correspond à l'éradication du Lagarosiphon (*Lagarosiphon major*) dans le Lac Corrib (voir expérience de gestion vol. 2, page 27). (http://caisie.ie/)

- **Visón La Rioja** (*Conservación del visón europeo en La Rioja*) fait partie d'un plan d'action coordonné pour sauver le Vison d'Europe de l'extinction dans l'Union européenne. Empêcher l'installation du Vison d'Amérique (*Neovison vison*) dans la région de la Rioja fait donc partie des actions prévues dans le cadre de ce projet. Des campagnes de piégeage annuelles ont été réalisées dans les provinces voisines d'Alava et Burgos pour éviter que les individus de Vison d'Amérique puissent atteindre les rivières de La Rioja dans lesquelles le Vison d'Europe est présent.
(http://www.larioja.org/npRioja/default/defaultpage.jsp?idtab=439621&IdDoc=439491)

- **MIRDINEC** (*Management of the invasive Raccoon Dog (Nyctereutes procyonoides) in the north-European countries*) vise à enrayer la perte de biodiversité liée à la présence du Chien viverrin (*Nyctereutes procyonoides*) en particulier dans les zones humides de l'Union Européenne. Un système d'alerte précoce a été mis en place pour suivre les populations de Chien viverrin et des méthodes d'abattage et de gestion innovantes ont été appliquées pour contrôler cette espèce.
(http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=3784)

- **Mink control** (*Mink control to protect important birds in SPAs in the Western Isles*) avait notamment pour objectif global d'éradiquer le Vison d'Amérique (*Neovison vison*) afin d'éviter une perturbation importante et des pertes de populations d'espèces d'oiseaux d'importance internationale (annexe 1 de la directive oiseaux) qui nichent au sol.
(http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=1713)

- **Vertebrados invasores** (*Control de vertebrados invasores en islas de Portugal y de España*) sert à partager le savoir-faire acquis et les expériences réalisées dans le cadre de la gestion des espèces de vertébrés exotiques envahissantes dans les archipels espagnols et portugais, à mettre en place un réseau entre les administrations pour la surveillance et l'échange d'informations techniques sur les espèces exotiques envahissantes et à sensibiliser les secteurs concernés quant à l'ampleur du problème, la nécessité de mettre en place des mesures préventives pour limiter l'introduction et l'établissement d'espèces exotiques et l'importance des habitats et des espèces indigènes.
(http://www.gobcan.es/cmayot//medioambiente/medionatural/biodiversidad/conservacion/lineas_actuacion/life14.jsp)

Estuarios del Pais Vasco (*Restauración de hábitats de interés comunitario en estuarios del País Vasco*) prévoit de résoudre les problèmes que le baccharis (*Baccharis halimifolia*), originaire d'Amérique du Nord, provoque dans les principaux estuaires de la Communauté autonome Basque, en se concentrant sur les zones qui sont les plus touchées. Les actions envisagées dans ce projet portent sur la conservation des habitats avec l'élimination du baccharis suivie de la revégétalisation des zones concernées, la sensibilisation et la communication auprès du grand public et des acteurs concernés et la gestion et le suivi du projet. (voir expérience de gestion vol. 2, page 106).
(http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.net/r49-life55/es/)

LAG'Nature (Création d'un réseau de sites démonstratifs lagunaires et dunaires sur le littoral méditerranéen en Languedoc-Roussillon) a été développé dans le cadre du Pôle relais lagunes méditerranéennes afin de promouvoir des opérations innovantes et des actions démonstratives sur des sites pilotes en Languedoc-Roussillon. La lutte contre les espèces végétales et animales envahissantes fait partie des actions dites « pilotes » qui ont pour finalité la mise en œuvre d'opérations concrètes. Des actions sont donc menées pour gérer la flore envahissante ainsi que la Tortue de Floride (*Trachemys scripta elegans*) sur différents sites couverts par le projet (voir expérience de gestion vol. 2, page 175).
(http://www.lifelagnature.fr/)

De nombreux autres projets LIFE traitent des espèces animales et végétales exotiques envahissantes. Une recherche des projets réalisés ou en cours est possible à partir du site Internet de la Commission européenne.
(http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm)

La Commission européenne va allouer 3,2 milliards d'euros sur la période 2014-2020 pour un nouveau programme LIFE portant sur l'environnement et l'action pour le climat (COM(2011) 874 final).
(http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2013.347.01.0185.01.ENG)

Le projet de nouveau règlement LIFE s'appuiera sur le succès du programme LIFE + actuel mais sera mieux structuré et plus stratégique, simplifié et plus flexible. L'accent sera également mis sur une meilleure gouvernance et sur le rôle des projets dans la mise en œuvre des politiques européennes de l'Union. Parmi les nouveaux aspects du futur programme LIFE figurent :

- la création d'un nouveau sous-programme « Action pour le climat » ;
- une définition plus claire des priorités, avec des programmes de travail pluriannuels adoptés en consultation avec les États membres ;
- de nouvelles possibilités pour mettre en œuvre des programmes à une plus grande échelle grâce aux « projets intégrés » qui peuvent contribuer à mobiliser d'autres fonds de l'UE, nationaux et privés en faveur d'objectifs environnementaux ou climatiques.

(http://ec.europa.eu/environment/life/about/beyond2013.htm#proposal)

Les projets portant sur les espèces exotiques envahissantes sont clairement éligibles dans les domaines de la nature et de la biodiversité. Ils doivent cibler la mise en œuvre d'actions sur les espèces exotiques envahissantes par des actions expérimentant et mettant en œuvre des approches visant à :

- a) prévenir l'introduction d'espèces allogènes envahissantes, notamment en traitant le problème des voies d'introduction non intentionnelle ;
- b) établir un système d'alerte précoce et de réaction rapide ; et
- c) éliminer ou réduire les espèces allogènes envahissantes établies sur une échelle spatiale suffisante.

Ces projets devront, par leurs actions, aborder ces trois phases (prévention, alerte précoce et réaction rapide, éradication/réduction) dans un cadre complet ou, si l'une de ces phases a déjà été traitée, à tout le moins situer clairement ces actions dans un cadre plus général associant les trois phases. Ils devront être conçus de

manière à améliorer les cadres techniques, administratifs ou juridiques existants (ou en introduire de nouveaux) au niveau approprié, afin que les espèces allogènes envahissantes ne s'établissent davantage dans l'Union européenne.
(http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014D0203&from=FR)

European Alien Species Information Network (EASIN)

Initiative du Centre commun de recherche (*Joint Research Center*) de la Commission européenne, le Réseau européen d'information sur les espèces exotiques (EASIN en anglais) vise à améliorer l'accès aux données et informations sur les espèces exotiques en Europe. EASIN facilite l'exploration des bases de données existantes en ligne pour aider les décideurs et scientifiques dans leurs efforts de gestion de ces espèces.

EASIN applique un mécanisme d'harmonisation des données entre les différentes sources et permet à l'utilisateur de réaliser des recherches sur plusieurs bases de données et d'organiser les résultats en fonction de ses besoins (cartographie, classification d'espèces par exemple) (Katsanevakis *et al.*, 2012).
(http://easin.jrc.ec.europa.eu/)

Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE)

DAISIE est un projet de recherche développé dans le cadre du 6e Programme cadre pour la recherche et le développement technologique de l'Union européenne.
Ce programme a permis la constitution d'une importante base de données sur les espèces introduites en urope à laquelle a participé un vaste réseau de collaborateurs européens avec pour objectifs principaux :

- de créer un inventaire des espèces exotiques envahissantes qui menacent les milieux européens terrestres, d'eau douce et marine ;
- de structurer l'inventaire pour fournir une base pour la prévention et le contrôle des invasions biologiques par la compréhension des facteurs environnementaux, sociaux, économiques et autres impliqués ;
- d'évaluer et de résumer les risques écologiques, économiques et sanitaires ainsi que les impacts des espèces envahissantes les plus répandues et/ou qui engendrent les impacts les plus importants ;
- d'utiliser des données de répartition des espèces et les expériences des États membres pour identifier les indicateurs servant à une alerte précoce.

La base de données et les principaux résultats du programme sont consultables sur le site Internet http://www.europe-aliens.org/.

DAISIE est un instrument important pour le développement d'une stratégie européenne de gestion des espèces invasives. En effet, des informations fiables et détaillées sur les espèces introduites à cette échelle géographique constituent un outil essentiel pour empêcher la diffusion des EEE, réduire les impacts et appliquer des stratégies de gestion efficaces et appropriées. Les données rassemblées concernent les vertébrés, les invertébrés et les plantes des milieux terrestres et aquatiques (eaux marines et eaux douces). Plus de 248 jeux de données ont été assemblés et vérifiés par des experts, ce qui représente la plus grande base actuelle de données sur les espèces envahissantes dans le monde.

Parmi les outils créés, DAISIE a établi une liste correspondant aux « 100 pires espèces exotiques envahissantes en Europe » en termes d'impact sur la biodiversité, l'économie et la santé. Des fiches d'espèces présentent des informations sur leur biologie et écologie, leurs habitats et leur répartition (cartes), ainsi que sur les voies d'introduction, les tendances de l'invasion, les impacts et les méthodes de gestion, y compris les moyens de prévention (http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do).

Les Programmes cadres pour la recherche et le développement technologique (PCRD)

Ces programmes de financement ont été créés par l'Union européenne en vue de soutenir et d'encourager la recherche européenne.

Le **6e PCRD** a constitué le cadre général des activités de l'UE dans le domaine de la science, de la recherche et de l'innovation de 2002 à 2006. Le principal objectif du 6e PCRD était de contribuer à la création d'un véritable espace européen de la recherche (EER) en améliorant l'intégration et la coordination de la recherche en Europe jusqu'alors fragmentée.
(http://europa.eu/legislation_summaries/research_innovation/general_framework/i23012_fr.htm)

Différents projets de recherches concernant les espèces exotiques envahissantes ont été développés dans ce cadre, tel que par exemple :

- ALARM : *Assessing LArge scale Risks for biodiversity with tested Methods* qui avait pour objectif de développer et de tester des méthodes et des protocoles pour l'évaluation des risques environnementaux à grande échelle afin de minimiser les impacts humains directs et indirects. Les risques que peuvent engendrer les invasions biologiques étaient également pris en compte.
(http://www.alarmproject.net/alarm/)
- IMPASSE : *Environmental impacts of invasive alien species in aquaculture* dont l'objectif était de fournir des lignes directrices pour des pratiques écologiquement rationnelles pour les introductions et les transferts d'espèces dans l'aquaculture (procédures de quarantaine et les protocoles pour évaluer les impacts potentiels des espèces exotiques envahissantes).
(http://www2.hull.ac.uk/science/biology/research/hifi/impasse.aspx)

Le **7e PCRD**, qui a couvert la période 2007-2013, devait permettre de consolider l'EER et de répondre aux besoins, en termes de recherche et de connaissance, de l'industrie et plus généralement des politiques européennes. Ce programme a été articulé autour de quatre catégories: « Coopération », « Idées », « Personnes » et « Capacités ».
(http://europa.eu/legislation_summaries/research_innovation/general_framework/i23022_fr.htm)
(http://cordis.europa.eu/fp7/understand_fr.html)

D'autres projets sur les espèces invasives ont été développés dans le cadre du 7e PCRD dont notamment :

- FRESIS : « *Freshwater invasive species in Europe: control, prevention and eradication* » qui proposait une approche intégrée et multidisciplinaire pour mettre en œuvre les trois grands axes d'action (le contrôle, la prévention et l'éradication) qui contribueront à améliorer la compétitivité de l'Europe dans la gestion des invasions biologiques.
(http://cordis.europa.eu/projects/index.cfm?fuseaction=app.details&TXT=fresis&FRM=1&STP=10&SIC=&PGA=&CCY=&PCY=&SRC=&LNG=en&REF=94723)
- INSPECTED.NET : « *INvasive SPecies Evaluation, ConTrol & EDucation.NETwork* » qui visait à mettre en place un groupe international d'experts sur les invasions biologiques pour appuyer et enrichir les programmes existants, tels que DAISIE ou le GISP.
(http://cordis.europa.eu/projects/rcn/101539_en.html)
- PRATIQUE : *Enhancements of pest risk analysis techniques* qui avait pour objectif d'améliorer les techniques d'analyse de risque phytosanitaire (ARP) ce qui se traduit par l'assemblage des données nécessaires pour produire des ARP valides pour l'ensemble de l'UE, la construction de recherches multidisciplinaires afin d'améliorer les techniques utilisées pour l'ARP et le développement d'un schéma de décision efficace et facile d'utilisation. (https://secure.fera.defra.gov.uk/pratique/index.cfm)

Le Service communautaire d'information sur la recherche et le développement (CORDIS) est un espace d'information consacré aux activités européennes de recherche et développement (R & D) et de transfert de technologies. Les différents projets européens concernant les espèces exotiques envahissantes y sont donc plus amplement détaillés (http://cordis.europa.eu/home_fr.html).

À l'échelle nationale

Stratégie et programmes du ministère chargé de l'environnement

■ Élaboration d'une stratégie nationale de lutte contre les espèces exotiques envahissantes

En 2009, la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) du ministère en charge de l'écologie a élaboré une lettre de cadrage fixant le cadre de ce que devait être une stratégie nationale de lutte contre les espèces exotiques envahissantes ayant un impact négatif sur la biodiversité. Ces éléments de stratégie reposaient sur les engagements du Grenelle de l'environnement et la Convention sur la diversité biologique (chapitre 2).

Pour sa mise en œuvre la DEB s'appuie sur l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema), l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), sur le Comité français de l'UICN et deux coordinateurs scientifiques, le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) et plus particulièrement le Service du patrimoine naturel (SPN), pour la faune et la Fédération des conservatoires botaniques nationaux (FCBN) pour la flore.

Ces organismes viennent en appui du ministère pour la mise en œuvre réglementaire et sur différents projets relatifs aux espèces exotiques envahissantes.

Différents volets étaient prévus dans la stratégie :

- la prévention de l'introduction d'espèces exotiques envahissantes dans le milieu naturel ;
- la constitution d'un réseau de surveillance ;
- la conception et la mise en œuvre de plans nationaux de lutte ;
- le renforcement de la police de la nature ;
- le développement de la communication, de la formation et de la recherche ;
- l'appui pour la mise en place de la réglementation.

La parution du règlement (UE) n°1143/2014 du Parlement et du Conseil du 22 octobre 2014 est l'occasion de repenser totalement la stratégie nationale. Le directeur de l'eau et de la biodiversité a créé une mission pour l'élaboration d'une stratégie nationale incluant la déclinaison du règlement européen. Cette mission s'appuiera sur une équipe projet et des groupes de travail réunissant les acteurs et experts intervenant dans le domaine des espèces exotiques envahissantes.

■ Programme « Invasions biologiques » (Invabio)

Ce programme a été instauré en 1999 par le ministère chargé de l'environnement. Son principal objectif était d'apporter des éléments pour une démarche de réflexion cohérente basée sur l'amélioration des connaissances (conceptuelles, théoriques et concrètes) relatives aux invasions biologiques et de proposer des outils d'aide à la gestion afin de prévenir, limiter ou éradiquer les espèces exotiques envahissantes (Barbault et Atramentowicz (coord.), 2010).

(http://www.ecolab.ups-tlse.fr/invabio/accueil.html)

Les recherches à entreprendre dans le cadre du programme Invabio pouvaient suivre trois objectifs :

- l'étude des mécanismes qui sous-tendent les phénomènes invasifs avec la prise en compte de l'évolution des populations invasives et la caractérisation du phénomène invasif, à savoir prédire le potentiel d'une population à envahir une région ;
- la perception socio-anthropologique des phénomènes invasifs et l'évaluation économique des invasions biologiques avec une démarche d'évaluation coûts-bénéfices d'une introduction et une analyse des coûts de la gestion de ces invasions ;
- le contrôle et la gestion des phénomènes de type invasifs avec tout d'abord la mise au point d'une méthode d'évaluation des risques puis des propositions de techniques, d'expérimentations et d'évaluations d'un ou plusieurs modes de contrôle qui devront être adaptées aux modalités spécifiques de ces invasions et enfin, une évaluation des risques inhérents ou secondaires des techniques de contrôle appliquées à ces populations (Mazaubert, 2008).

Ce programme a permis de financer entre 2000 et 2006 une trentaine de projets de recherche portant sur une vaste gamme d'organismes et de processus. Les principaux résultats de ces projets ont été présentés lors du colloque de restitution organisé à Miolets et Maa (Landes) du 17 au 19 octobre 2006. Ce colloque avait également pour objectifs de proposer des recommandations en termes de recherche et de gestion en vue d'apporter des aides à la décision pour les politiques publiques.
(http://centrederessourcesloirenature.com/mediatheque/especes_inva/telechargements/evenementiel/publication_invabio.pdf)
Il a également permis l'édition d'un ouvrage faisant le point sur la situation de cette problématique en France, ouvrage s'appuyant sur l'ensemble des projets financés.

Stratégie du ministère chargé de l'agriculture

Le ministère chargé de l'agriculture est également engagé dans la problématique de gestion des espèces exotiques envahissantes. En effet, parmi leurs missions, ses services de la protection des végétaux (PV) sont chargés de la veille sanitaire et phytosanitaire à l'échelle du territoire (Dutartre *et al.*, 2010). Toutefois, rattaché jusqu'alors directement à la Direction générale de l'alimentation (DGAL) du ministère, le laboratoire national de la protection des végétaux (LNPV) a rejoint depuis le 1er janvier 2011 l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) et est devenu le Laboratoire de la santé des végétaux (LSV). (http://agriculture.gouv.fr/laboratoire-national-de-la)

Le LSV constitue l'organe de référence et d'appui scientifique et technique de l'Anses en matière de risques pour la santé des végétaux. Ses activités au sein de l'Agence contribuent à l'approche globale de l'évaluation des risques (encadré 13). Les compétences de l'unité Entomologie et plantes invasives de Montpellier couvrent plus particulièrement l'ensemble des insectes et acariens réglementés ainsi que les plantes exotiques envahissantes. Cette unité devrait jouer un rôle majeur dans la découverte et l'évaluation du risque phytosanitaire des nouvelles espèces introduites en France et en Europe.
(http://www.anses.fr/fr/content/laboratoire-de-la-sant%C3%A9-des-v%C3%A9g%C3%A9taux#onglet3-tab)

Par ailleurs, une structure syndicale professionnelle agricole, la Fédération nationale de lutte contre les organismes nuisibles (FNLON) coordonne les actions des FREDON (fédérations régionales) et FDGDON (fédérations départementales) et travaille dans ce domaine en lien direct avec la protection des végétaux dans le cadre d'une convention signée avec le ministère (Dutartre *et al.*, 2010). Certaines espèces exotiques envahissantes étant classées comme nuisibles par le Code rural (Ragondin et Rat musqué, par exemple), ces groupements de défense contre les organismes nuisibles sont tenus d'en organiser la gestion.

Dans le cadre du plan Ecophyto 2018, le réseau d'épidémiosurveillance dans le domaine végétal a été structuré. Ce réseau concerne toutes les filières, et en particulier les zones non agricoles (ZNA. Un opérateur a été désigné pour coordonner les actions et produire un « Guide d'observation et de suivi des organismes nuisibles en zones non agricoles ».
(http://www.ecophytozna-pro.fr/n/guide-d-observation-et-de-suivi-des-organismes-nuisibles/n:185).

Ce guide technique présente des méthodes d'observation et de suivi des organismes nuisibles dans lesquels sont incluses les plantes exotiques envahissantes ayant un impact négatif sur les végétaux (Dutartre *et al.*, 2010).

Encadré 13

Les analyses de risques phytosanitaires (ARP)

Le cadre règlementaire pour la réalisation d'ARP est double puisque les instances de la **Convention internationale pour la protection des végétaux** (CIPV) et de la **Convention sur la diversité biologique** (CDB) ont souhaité qu'une collaboration se mette en place sur le sujet des espèces exotiques envahissantes. Ainsi, la dernière version de la norme ARP (Norme internationale pour les mesures phytosanitaires - NIMP) n°11, inclut les risques pour l'environnement (en particulier pour les écosystèmes ou les habitats) et constitue un outil règlementaire qui permet la prise en compte de la problématique « invasion biologique » par le public et les autorités.

Depuis plus de 60 ans, l'**Organisation européenne pour la protection des plantes** (OEPP), qui correspond, dans le contexte de la CIPV, à l'organisation régionale de protection des végétaux pour l'Europe, a cherché à empêcher l'introduction et la propagation des organismes nuisibles aux végétaux cultivés dans la région européenne et méditerranéenne. Toutefois, avec l'évolution du contexte règlementaire, dès le début des années 2000, l'OEPP a commencé à travailler également sur les plantes exotiques envahissantes pouvant perturber gravement ou détruire des communautés végétales naturelles. L'OEPP(en lien avec le LSV en France) s'est donc chargée de réaliser des ARP pour analyser les risques présentés par certaines espèces végétales exotiques envahissantes et faire des recommandations visant à prévenir leur introduction et leur propagation par l'intermédiaire du commerce international.

Stratégie du ministère chargé de la santé

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
MINISTÈRE DES AFFAIRES SOCIALES ET DE LA SANTÉ

Le premier Plan national santé-environnement (PNSE) 2004-2008 avait pour objectif d'améliorer la santé des fsrançais en lien avec la qualité de leur environnement, dans une perspective de développement durable. Ainsi, l'un des huit enjeux prioritaires selon la commission d'orientation sur la santé environnementale du PNSE 1 était de « prévenir les maladies allergiques respiratoires en relation avec des expositions environnementales » et une des actions correspondantes portait sur les pollens.
(http://www.sante.gouv.fr/plan-national-sante-environnement-pnse,3480)

Le second PNSE (http://www.sante.gouv.fr/deuxieme-plan-national-sante-environnement-pnse-2-2009-2013.html) a décliné les engagements du Grenelle de l'environnement, en matière de santé environnement. Il avait pour ambition de donner une vue globale des principaux enjeux et de caractériser et hiérarchiser les actions à mener pour la période 2009-2013. De fait, dans l'axe visant à réduire les inégalités environnementales, le PNSE 2 a également abordé la prévention contre les allergies.

C'est dans ce contexte que les différents ministères, dont celui en charge de la santé, se sont engagés à lutter contre l'Ambroisie à feuille d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*), plante exotique envahissante originaire d'Amérique du Nord et dont la très importante colonisation du territoire français constitue une forte préoccupation de santé publique car elle produit un pollen très allergisant pour l'Homme.

Ainsi, afin de dresser un état des lieux des secteurs infestés, non infestés ou en cours d'infestation par l'Ambroisie, le ministère en charge de la santé a confié la réalisation d'une cartographie nationale de présence de cette plante à la Fédération des conservatoires botaniques nationaux (FCBN).

Par ailleurs, dans le but de renforcer la coordination des moyens de lutte contre cette plante annuelle allergisante, le ministère chargé de la santé et l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) ont mis en place en juin 2011 un Observatoire des Ambroisies. La principale mission de cet observatoire est de favoriser la coordination des actions menées sur l'ambroisie aux niveaux national, européen et international.
(http://www.ambroisie.info/index.php)

Le Muséum national d'Histoire naturelle et la Fédération des conservatoires botaniques nationaux

Dans le cadre de l'élaboration de la stratégie nationale de lutte contre les espèces exotiques envahissantes, le MNHN et la FCBN ont été nommés en 2009 coordinateurs de réseaux scientifiques pour appuyer la Direction de l'eau et de la biodiversité du ministère chargé de l'écologie. L'animation d'un réseau d'experts sur les espèces animales et végétales introduites invasives permet de renforcer les connaissances sur plusieurs groupes taxonomiques.

■ Le ministère a commandé à ces deux établissements un rapport en vue de constituer un réseau de surveillance du milieu naturel. Le rapport établi en 2011 a été publié en 2014 (Thévenot et Leblay, 2014 (http://spn.mnhn.fr/servicepatrimoinenaturel/rapports.html). Ce rapport sera repris dans le cadre des travaux sur la stratégie nationale.

Un document cadre sur des définitions relatives aux invasions biologiques (Thévenot *et al.* 2013), également disponible sur le lien cité ci-dessus, est un recueil d'informations issues de la bibliographie et des communications des experts.

Le MNHN et la FCBN travaillent également à la réalisation d'une méthode de priorisation des EEE :

■ en ce qui concerne la faune, la liste des vertébrés introduits (Thévenot, 2014) au niveau national (étape 1) a été mis en ligne (sur le lien cité ci-dessus). L'étude du caractère invasif constituera l'étape 2 ;

■ en ce qui concerne la flore une première proposition d'espèces à réglementer a été remise au ministère en 2010 établie selon une méthode publiée. Depuis, la fédération travaille à l'amélioration d'une analyse de risque semi-automatique (intégrant les informations de terrain et bibliographiques à l'échelle du réseau des CBN).

L'étape consistant à proposer des actions à mener sur ces espèces fera l'objet d'un groupe de travail élargi dans le cadre des travaux menés par le ministère.

■ Le service du patrimoine naturel du MNHN

Actuellement, le MNHN contribue aux plans nationaux de lutte sur l'Écureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*) (encadré 14), sur le Frelon asiatique (*Vespa velutina nigrithorax*) et vient en appui de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage sur le plan européen concernant l'Érismature rousse (*Oxyura jamaicensis*).

Le SPN apporte également un soutien technique et organisationnel en mettant à disposition les outils d'acquisition et de gestion des données pour le suivi et la surveillance des espèces dans le cadre des sciences participatives sur les espèces exotiques envahissantes et pour des inventaires classiques (occurrence d'espèces).

Il élabore des cartes départementales (Atlas de la biodiversité départementale et des secteurs marins, ABDSM), il met à jours le référentiel taxonomique TAXREF sur les espèces introduites nouvellement détectées et les statuts d'espèces au niveau national.

■ La Fédération des conservatoires botaniques nationaux

La FCBN permet l'expression et la représentation commune du réseau des conservatoires botaniques dans les domaines de la connaissance, de la préservation, de la gestion et de la valorisation du patrimoine végétal (Thévenot et Leblay, 2014). Outil partagé par l'ensemble des conservatoires botaniques nationaux, elle favorise l'harmonisation des politiques et des outils au sein du réseau. Elle anime l'organisation et la coordination de l'expertise nationale des

CBN en s'appuyant sur les connaissances et compétences réunies dans le réseau. Elle est l'interlocuteur des pouvoirs publics auxquels elle apporte son concours à la préparation et la mise en œuvre des politiques en matière de patrimoine naturel, en particulier dans les domaines de la flore sauvage et des habitats naturels. Le réseau des CBN dispose d'une base de données regroupant plus de 20 millions de données sur la répartition actuelle et passée de la flore. Ces données cartographiées permettent d'orienter sur des bases scientifiques les politiques de conservation de la nature, de réaliser une veille sur l'évolution des milieux naturels et d'apporter un appui dans la mise en œuvre de plans et d'actions de conservation nécessaires. (http://www.fcbn.fr/)

Encadré 14

Programme national de lutte relatif à l'Écureuil à ventre rouge

Originaire d'Asie de l'Est, l'Écureuil à ventre rouge (*Callosciurus erythraeus*) a été introduit dans le Cap d'Antibes à la fin des années 1960. Vendu comme animal de compagnie et relâché dans l'environnement, cette espèce est à l'origine de problèmes écologiques et économiques (rongement des écorces des arbres, impact sur la faune locale, consommation des fruits, rongement des câbles téléphoniques, des infrastructures en bois des habitations,etc.) amenant la mise en place de plans de contrôle.

D'abord limitée au Cap d'Antibes, l'espèce a franchi depuis la fin des années 1990 la barrière d'habitations constituée par la ville d'Antibes — Juan-les-Pins. Actuellement elle occupe également la commune de Vallauris, et commence à coloniser les communes avoisinantes. Son extension est toutefois limitée au nord par l'autoroute A8 qui constitue une barrière jugée actuellement difficilement franchissable.

L'augmentation des dégâts (notamment dans les vergers) a incité les particuliers à intervenir par piégeage par tir, et, plus grave encore, par empoisonnement. Non sélectives, mal utilisées, ces méthodes d'intervention peuvent avoir des conséquences indirectes importantes sur la faune sauvage, voire également sur les animaux domestiques.

Compte tenu de cette situation, et également de la répartition encore limitée de l'espèce, un programme de contrôle de cet écureuil exotique a été envisagé en 2010 par le ministère en charge de l'écologie. Après une phase d'analyse de la situation, d'acquisition de données, d'obtention des autorisations administratives et d'organisation des opérations, l'action a débuté en juin 2012 sous l'égide du Muséum national d'Histoire naturelle, du Muséum d'Histoire naturelle de Nice et de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage.
(http://ecureuils.mnhn.fr/sites/default/files/documents/plan-national-lutte-ecureuil-ventre-rouge.pdf)

Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS)

Créé en 1972, l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) est un établissement public sous la double tutelle des ministères chargés du de l'écologie et de l'agriculture.

L'ONCFS remplit cinq missions principales qui sont définies par l'article L421-1 du Code de l'environnement et s'inscrivent dans les objectifs gouvernementaux du Grenelle de l'environnement :

- la surveillance des territoires et la police de l'environnement et de la chasse ;
- des études et des recherches sur la faune sauvage et ses habitats ;
- l'appui technique et le conseil aux administrations, collectivités territoriales, gestionnaires et aménageurs du territoire ;
- l'évolution de la pratique de la chasse selon les principes du développement durable et la mise au point de pratiques de gestion des territoires ruraux respectueuses de l'environnement ;
- l'organisation et la délivrance de l'examen du permis de chasser.

(http://www.oncfs.gouv.fr/)

Dans le cadre de l'axe stratégique 1 de son contrat d'objectifs 2012-2014 « *Contribuer à la sauvegarde de la biodiversité* », l'ONCFS exerce son action de police au service de l'application du droit de l'environnement, et en particulier de la directive européenne habitats-faune-flore et de la directive européenne oiseaux.

L'enjeu 3 de l'axe stratégique 1 « *Contribuer à la maîtrise des espèces animales exotiques envahissantes et de celles portant atteinte à l'équilibre des écosystèmes ou aux activités humaines* » se décline en deux objectifs :

- objectif 9 : participer aux suivis, à l'étude et aux modalités de gestion des espèces exotiques envahissantes et des espèces animales autochtones protégées portant atteinte à l'équilibre des écosystèmes ou aux activités humaines ;
- objectif 10 : épauler l'autorité préfectorale en matière d'intervention face à des spécimens de faune sauvage portant atteinte à la sécurité publique.

Les espèces exotiques envahissantes font ainsi partie des thématiques de recherches de l'ONCFS. La gestion des espèces exotiques envahissantes s'articule principalement autour de trois axes :

- la prévention des introductions avec la sensibilisation et l'information des acteurs ;
- la surveillance permettant une détection précoce des nouvelles espèces, le suivi de leur développement et l'évaluation régulière des enjeux ;
- les actions curatives (jusqu'à l'éradication) une fois l'espèce présente, y compris par des plans nationaux de lutte (PNL) ou de maîtrise à la demande de l'État.

Sur le terrain, l'établissement contribue à de nombreuses actions de gestion des EEE sur les oiseaux et les mammifères (Érismature rousse, Ibis sacré, Bernache du Canada et petits carnivores exotiques envahissants). Ces actions sont coordonnées à l'échelle nationale par la Direction des études de la recherche, avec l'appui techniques de spécialistes et en lien étroit avec la Direction de la police pour les questions réglementaires et sont réalisées autant que de besoin dans le cadre de partenariats (http://www.oncfs.gouv.fr/Recherches-sur-les-especes-exotiques-envahissantes-ru509).

Elles sont déclinées à l'échelle régionale et les services départementaux permettent un maillage de l'ensemble du territoire aussi bien pour les aspects de police, de détection, de suivi et de gestion des EEE. Les résultats de ces études sont publiés notamment dans la revue Faune sauvage.

(http://www.oncfs.gouv.fr/Recherches-sur-les-especes-exotiques-envahissantes-ru509).

L'ONCFS est également présent dans tous les départements d'outre-mer où des missions d'expertise sont réalisées, en lien avec les partenaires locaux et l'initiative sur les espèces exotiques envahissantes en outre-mer du Comité français de l'UICN : diagnostics territoriaux et stratégies de lutte, appui juridique et réglementaire aux services de l'État, études et suivis et actions de détection précoce, gestion et éradication (Cugnasse, Sarat, comm. pers., 2013 pour le site Internet Invasions biologiques en milieux aquatiques : http://www.gt-ibma.eu/oncfs/).

L'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema)

ONEMA
Office national de l'eau et des milieux aquatiques

Établissement public de l'État à caractère administratif, le principal objectif de l'Onema est de favoriser une gestion globale et durable de la ressource en eau et des écosystèmes aquatiques. Ses missions sont présentées dans l'article L213.2 du Code de l'environnement et s'inscrivent dans l'atteinte de l'objectif de bon état écologique fixé par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE).

L'objectif 8 du premier contrat d'objectif de l'Onema pour la période 2009-2012 était de « *Produire des données sur les milieux aquatiques* » afin, notamment, de caractériser la biodiversité de ces milieux. Pour répondre à cet objectif, les travaux de l'Onema se sont intéressés à la structure et à l'évolution des peuplements avec une approche plus ciblée sur les espèces migratrices ainsi que les espèces patrimoniales ou exotiques. Dans ce contexte, les services territoriaux ont ainsi pu suivre des espèces invasives (jussie, lentilles, elodée, ambroisie, *Pseudorasbora parva*, balsamine, etc.) dans le cadre d'actions locales. Ces services avaient également pour mission de suivre les différentes espèces d'écrevisses (patrimoniales et exotiques) dans le cadre de la réglementation Natura 2000. (http://www.onema.fr/Contrat-d-objectifs-2009-2012)

Le nouveau contrat d'objectif de l'Onema s'étend sur la période 2013-2018. L'objectif 12 de ce nouveau contrat est de « *Faire évoluer la production des données* ». Pour répondre à cet objectif, l'Onema contribuera aux programmes de surveillance de l'état des eaux, à la caractérisation des pressions et des impacts sur les milieux aquatiques et à la connaissance de la biodiversité. Outre les données produites dans le cadre des programmes de surveillance, d'autres observations des milieux aquatiques pourront être faites notamment dans le cadre de la mise en place de la stratégie nationale pour la biodiversité concernant les espèces patrimoniales et invasives, les frayères et les services écosystémiques. L'ensemble des données obtenues permettra l'alimentation du système d'information de la nature et des paysages, en cohérence avec le référentiel des données de l'Inventaire national du patrimoine naturel.
(http://www.onema.fr/L-Onema-vient-de-signer-son-contrat-d-objectifs)

Par ailleurs, l'Onema apporte un appui scientifique et technique auprès du MEDDE et des services déconcentrés.

L'Onema est, avec le Cemagref devenu Irstea, l'organisme fondateur du groupe de travail Invasions biologiques en milieux aquatiques (voir page 98). L'Onema a également soutenu différents travaux en lien avec la problématique des invasions biologiques, tels que :

- « *Structure génétique des populations d'écrevisses exotiques et effets pathogènes : mécanismes d'invasion et impact sur la faune native (Symbiose UMR CNRS – Univ. Poitiers 2010-2012)* » ;
- « *Prédiction de l'établissement des espèces exotiques dans les milieux aquatiques : vers une anticipation des invasions biologiques (MNHN 2010)* » ;
- « *Conséquences des espèces exotiques sur le fonctionnement des réseaux trophiques des plans d'eau (Ecolab UMR CNRS – Univ. Toulouse III 2010-2011)* » ;
- « *Impact potentiel du silure glane* (Silurus glanis L.) *sur l'ichtyofaune : approche multi-échelles à l'aide des outils de modélisation, isotopiques, génétiques et d'observations in situ.*" (Ecolab UMR CNRS – Univ. Toulouse III 2012-2014) ;
- « *Préservation de la biodiversité face aux invasions de l'Écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) (INRA et PNR Brière 2010-2012)* » ; co-organisation des 1ères rencontres françaises sur les écrevisses exotiques invasives (juin 2013).

Le Comité français de l'UICN

Le Comité français de l'UICN est le réseau des organismes et des experts de l'Union internationale pour la conservation de la nature en France. Il regroupe au sein d'un partenariat original 2 ministères, 13 organismes publics, 41 organisations non gouvernementales et plus de 250 experts réunis en commissions spécialisées et en groupes de travail thématiques. Par cette composition mixte, il est une plate-forme de dialogue et d'expertise sur les enjeux de la biodiversité.

Pour répondre aux défis de la conservation de la biodiversité en France, le Comité français de l'UICN, établit des états des lieux, formule des recommandations concrètes et mène des projets pour faire évoluer les politiques, les connaissances et les actions. Ceci passe en particulier par un appui aux acteurs de la conservation, dont les gestionnaires d'espaces naturels, et par l'orientation des politiques publiques. Concernant les espèces exotiques envahissantes, le Comité français conduit deux actions principales au sein de son programme « Espèces » :

- une initiative sur les espèces exotiques envahissantes en outre-mer, engagée dans toutes les collectivités ultra-marines et reposant sur la mobilisation de nombreux acteurs (encadré 15) ;
- depuis 2014, l'animation conjointe du groupe de travail « Invasions biologiques en milieux aquatiques » avec l'Onema.

Le Comité français de l'UICN et ses partenaires ont organisé les premières assises nationales « Espèces exotiques envahissantes : vers un renforcement des stratégies d'action », en septembre 2014 à Orléans. Durant trois jours, lors de ce rendez-vous, 200 acteurs et experts de métropole et d'outre-mer ont échangé et confronté leurs expériences et leurs points de vue pour élaborer des réponses face aux enjeux des invasions biologiques, dans le contexte du nouveau règlement européen et de la future stratégie nationale sur le sujet.

Enfin, le Comité français assure un lien et des échanges avec l'UICN au niveau mondial, notamment avec son groupe mondial de spécialistes sur les invasions biologiques (ISSG). Il contribue également à alimenter et à tenir à jour la base de données mondiale sur les espèces exotiques envahissantes (GISD).

L'initiative sur les espèces exotiques envahissantes en outre-mer du Comité français de l'UICN

Les espèces exotiques envahissantes sont l'une des principales menaces pour la biodiversité dans les collectivités françaises d'outre-mer. Face à cet enjeu, le Comité français de l'UICN met en œuvre depuis 2005 la première initiative spécifiquement consacrée aux espèces exotiques envahissantes à l'échelle de l'outre-mer pour appuyer l'ensemble des acteurs mobilisés.

Bénéficiant de l'implication de nombreux partenaires et de points focaux dans chacune des collectivités françaises d'outre-mer, cette initiative a permis la constitution d'un réseau réunissant plus d'une centaine d'experts et de personnes ressources issus de nombreux organismes présents en outre-mer et en métropole.

Parmi les principaux résultats de cette initiative figurent :

- la publication d'une synthèse scientifique et juridique sur la situation dans ces territoires, assortie de nombreuses recommandations pour améliorer les réponses face au phénomène ;
- l'élaboration de différents guides techniques et documents de sensibilisation permettant d'appuyer les actions locales ;
- l'organisation d'ateliers de travail dans les Caraïbes, le Pacifique et l'océan Indien pour mettre en commun les compétences et développer des solutions ;
- la mise en ligne d'un site internet dédié aux espèces exotiques envahissantes en outre-mer (figure 39) afin de constituer un centre de ressources pour l'ensemble des acteurs ultra-marins ;
- la diffusion d'une lettre d'information trimestrielle.

(http://www.especes-envahissantes-outremer.fr/)

Figure 39

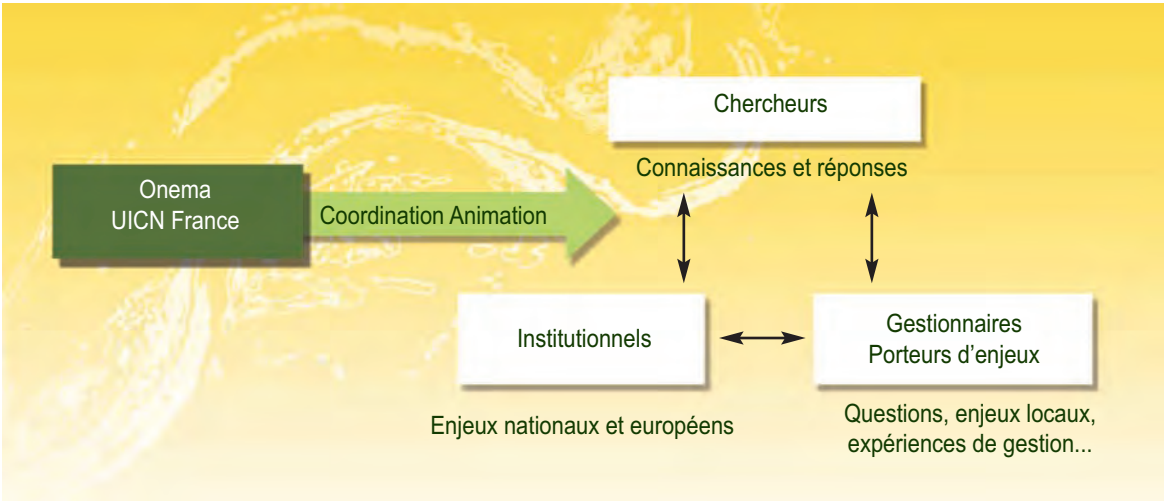
Le groupe de travail Invasions biologiques en milieux aquatiques (GT IBMA)

Le groupe fonctionne depuis 2009 et constitue une interface de communication et de discussion sur la gestion des espèces exotiques envahissantes des milieux aquatiques d'eau douce. La mise en place d'un tel groupe vise à contribuer à une meilleure coordination des diverses parties prenantes de cette problématique à l'échelle nationale (figure 40).

Afin de créer des liens couvrant toute la problématique de gestion des EEE, le groupe rassemble par cooptation une cinquantaine de représentants des différentes parties prenantes, depuis les « producteurs de connaissances scientifiques » jusqu'aux « intervenants de terrain », c'est-à-dire :

■ des gestionnaires (syndicats de rivière, parcs naturels régionaux, conservatoires d'espaces naturels, etc.) ;
■ d'autres « porteurs d'enjeux » tels que la Fédération nationale de la pêche en France ou Voies navigables de France, etc. ;
■ des services de l'État ou des collectivités territoriales comme la Direction de l'eau et de la biodiversité du ministère chargé de l'écologie, des conseils généraux, etc. ;
■ des chercheurs (Irstea, Institut national de la recherche agronomique, Centre national de la recherche scientifique, Muséum national d'Histoire naturelle, Laboratoire de la santé des végétaux, Agence nationale de sécurité sanitaire, etc.) appartenant aux sciences du vivant (biologie, écologie) mais aussi aux sciences humaines et sociales (ethnologie, sociologie, économie) (Dutartre *et al.*, 2012).

Figure 40



Organisation du groupe de travail Invasions biologiques en milieux aquatiques (GT IBMA).

En mobilisant ces différents types d'acteurs, le groupe constitue une plateforme de travail originale avec pour objectif principal de « venir en aide » aux gestionnaires, en synthétisant et en rendant accessible les connaissances acquises sur les modes de gestion de ces espèces.

Orienté exclusivement vers la gestion des espèces exotiques végétales et animales considérées comme envahissantes en milieux aquatiques, cet appui porte sur :
■ le développement d'outils opérationnels pour améliorer la connaissance et la gestion des espèces exotiques envahissantes ;
■ un appui à la mise en œuvre d'opérations de gestion de certaines espèces ;
■ l'identification d'enjeux scientifiques et la proposition de programmes de recherche appliquée ;
■ le développement de stratégies et des politiques publiques en matière de gestion des espèces exotiques envahissantes ;
■ appui scientifique et technique auprès du MEDDE.

Les activités du groupe se déclinent selon trois axes :
■ échanges internes au groupe : développement de réflexions, échange d'information, réunions, propositions d'actions de recherche ;
■ production et diffusion de connaissances à destination des gestionnaires (figures 41, 42 et encadré 16) : enquête, base d'information sur les espèces et leur gestion, guide de bonnes pratiques, retour d'expériences de gestion, lettre d'information et étude de cas concrets ;
■ relai et mise en contact d'acteurs : annuaire des gestionnaires, suivi des comités territoriaux, organisation de séminaires, interventions lors de sessions de formation.

Par ailleurs, les travaux du groupe s'intègrent à la stratégie nationale sur les espèces invasives engagée par le ministère en charge de l'écologie. Des contacts existent également avec différents organismes dépendant du ministère de l'agriculture.

Figure 41

Exemple de valorisation des travaux du groupe de travail « Invasions biologiques en milieux aquatiques » :
- publication d'un numéro de la revue Sciences Eaux & Territoires *dédié aux invasions biologiques en milieux aquatiques en 2012 (http://www.set-revue.fr/les-invasions-biologiques-en-milieux-aquatiques) ;*
- Publication des deux volumes de la collection Comprendre pour agir dédié aux sur les espèces exotique envahissantes, en 2015.

La création du groupe est issue de la signature d'une convention entre l'Onema et Irstea. La durée de vie prévisionnelle du groupe était de trois ans (2008 – 2010) mais ses diverses activités ont été poursuivies depuis lors. Compte tenu de l'importance des enjeux sur les invasions biologiques, son maintien est la conséquence de la qualité du réseau d'acteurs ainsi constitué, des résultats positifs déjà obtenus et des besoins permanents de connaissances, de communication et de coordination à satisfaire au niveau national dans ce domaine. L'adoption récente du règlement européen sur les espèces exotiques envahissantes et les nécessités de sa mise en œuvre au niveau national apportent une justification supplémentaire à la poursuite des activités du groupe. Ainsi, depuis 2014, l'animation et la coordination du groupe se poursuivent au travers d'un nouveau partenariat entre l'Onema et le Comité français de l'UICN.

Encadré 16

Site Internet « Invasions biologiques en milieux aquatiques » : www.gt-ibma.eu

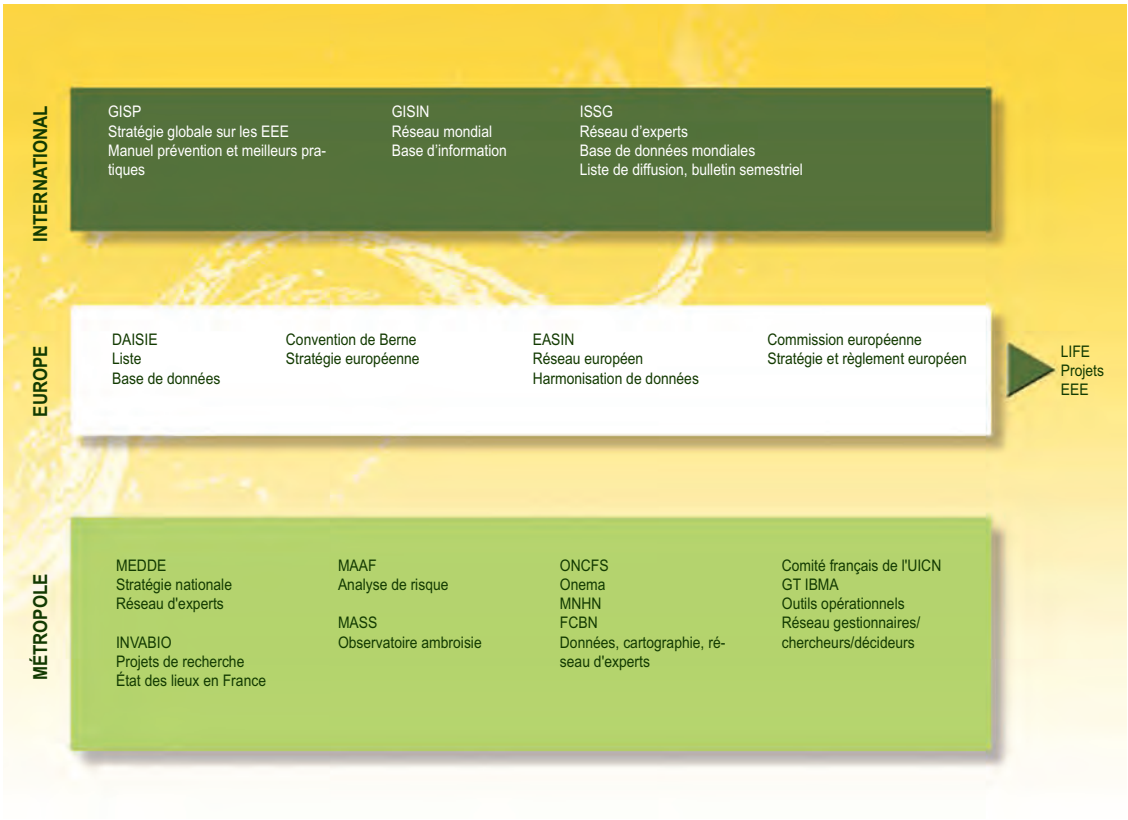
Ce site dédié aux invasions biologiques en milieux aquatiques présente le GT IBMA, ses activités et met à disposition les outils opérationnels développés :

Figure 42

- expériences de gestion ;
- base documentaire ;
- réglementation ;
- stratégies existantes ;
- actualités ;
- lettre d'information et dossiers ;
- espèces à surveiller ;
- évènements et formation ;
- étude de cas de gestion de la jussie en Brière ;
- activités et réalisations des membres.

Les initiatives concernant le développement d'outils de gestion des espèces exotiques envahissantes sont nombreuses, que ce soit à l'échelle internationale, européenne ou nationale. La figure 43 récapitule les réflexions et outils existants actuellement sur les EEE en milieux aquatiques, du niveau international au niveau métropolitain.

Figure 43



Récapitulatif des principaux outils et réflexions sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) en milieux aquatiques, du niveau international au niveau métropolitain.

À l'échelle territoriale

Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement du territoire et du logement (Dreal)

Conjointement à la mise en place par le ministère en charge de l'écologie de la stratégie nationale de lutte contre les espèces exotiques envahissantes ayant un impact sur la biodiversité, la feuille de route pour la période 2009-2010 des services déconcentrés sur les gestions de l'eau et de la biodiversité demandait à l'ensemble des Dreal :

- « *de sensibiliser les publics concernés aux risques qu'engendrent les espèces exotiques envahissantes* » ;
- « *de recenser les actions qui peuvent être conduites par les collectivités et les gestionnaires d'espaces en vue de la lutte contre les EEE* » ;
- « *de recenser les organisations scientifiques et techniques d'ores et déjà impliquées dans la détection et l'émergence des invasions biologiques* » ;
- « *de renforcer les relations avec les services départementaux et régionaux d'établissements publics, les services des collectivités territoriales en vue de la coordination des actions en faveur de la protection de la biodiversité naturelle* » ;
- « *de développer des contrôles de l'application de la réglementation existante* ».

(http://dise.seine-maritime.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/annexe_feuille_route_2009-2010_cle0da8c3-1.pdf)

Le contexte de l'outre-mer étant différent en raison de la fragilité de la biodiversité insulaire, les responsables administratifs de chaque territoire ont reçu dès 2008 des éléments de cadrage leur permettant de développer une stratégie propre à leur territoire (Ménigaux et Dutartre, 2012).

De nouveau, pour la période 2013-2014, la circulaire du 11 février 2013 relative à la feuille de route des services déconcentrés dans le domaine de l'eau, de la biodiversité et des paysages, insiste sur le fait que « *la Dreal doit encourager auprès de ses partenaires institutionnels la surveillance des espèces exotiques envahissantes sur son territoire dans la perspective de la structuration d'un réseau de surveillance sur le territoire métropolitain* ». Il est également demandé aux Dreal « *de finaliser l'élaboration des plans nationaux d'actions de lutte (Écureuil à ventre rouge et Herbe de la Pampa) [...] dont elles sont pilotes et d'assurer la déclinaison de ces plans de lutte sur leur territoire* ».

(http://circulaire.legifrance.gouv.fr/pdf/2013/02/cir_36545.pdf)

En liens directs ou non avec les sollicitations du ministère chargé de l'écologie, de nombreuses Dreal sont impliquées dans le recensement, l'organisation des réflexions et la gestion des espèces exotiques envahissantes sur leur territoire. Ainsi, des actions tendent à se mettre en place ou sont confortées :

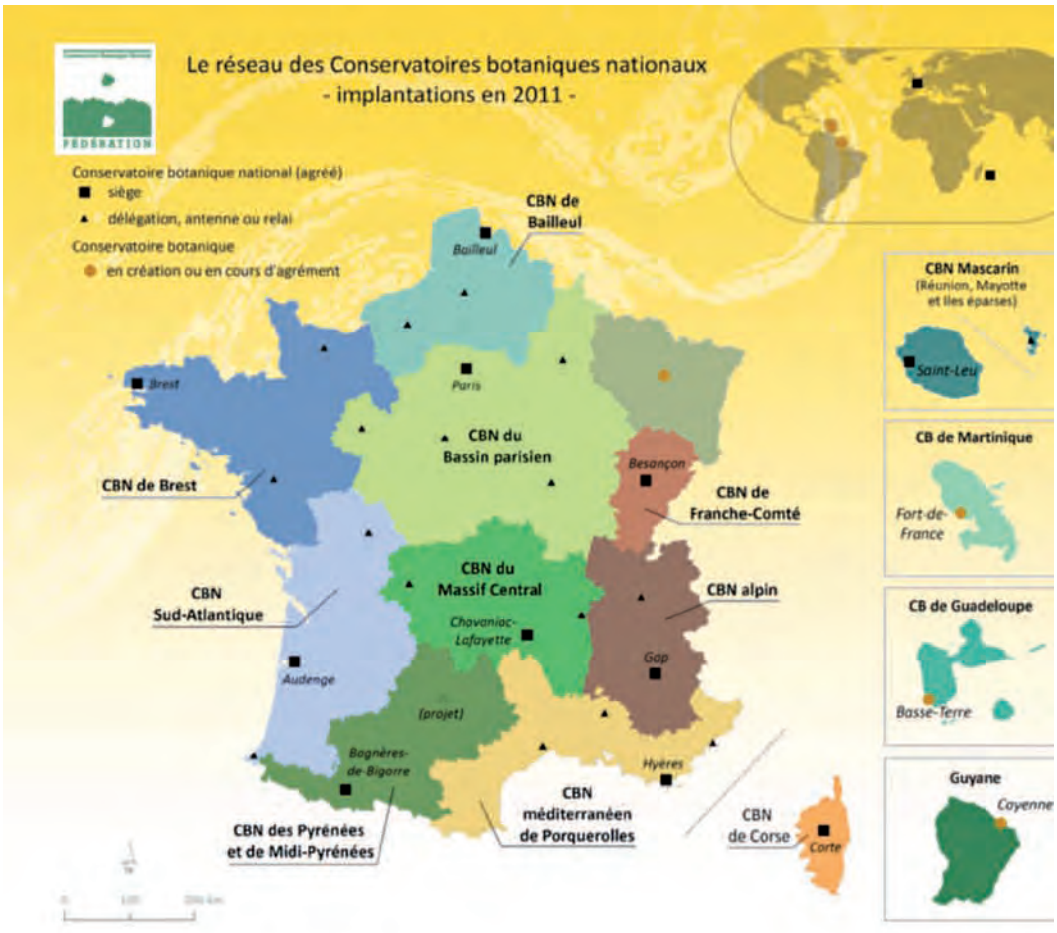
- en Pays de la Loire, la Dreal a mis en place dès 2001 un comité de gestion des plantes exotiques envahissantes qui est depuis 2013 élargi à la faune ;
- en région Midi-Pyrénées, la Dreal collabore avec le Conservatoire botanique national Pyrénées Midi-Pyrénées afin de mettre en place un plan régional d'action sur les plantes exotiques envahissantes ;

■ en région Centre, un groupe « Plantes invasives » s'est mis en place, notamment à l'initiative de la Dreal. Une réflexion est en cours sur la mise en place d'un groupe « Faune invasive » ;
■ en Basse-Normandie, une démarche visant à organiser la lutte contre les espèces invasives présentes dans la région est lancée depuis 2007 avec l'appui, entre autres, de la Dreal ;
■ en Auvergne, la Dreal et le Conservatoire d'espaces naturels d'Auvergne ont réalisé un état des lieux de la faune exotique envahissante en lien avec la mission Plan Loire de l'ONCFS et les partenaires locaux ;
■ des réflexions sont en cours en Nord-Pas de Calais et en Bourgogne pour la réalisation d'états des lieux régionaux sur les espèces exotiques envahissantes.

Les conservatoires botaniques nationaux

Le réseau des Conservatoires botaniques nationaux regroupe actuellement 11 établissements agréés par le ministère en charge de l'écologie (10 en métropole et 1 en outre-mer, figure 44). Leur mission s'exerce sur 91 départements et est définie par l'article D416-1 du Code de l'environnement. Les Conservatoires botaniques nationaux (CBN) exercent des missions de connaissance de l'état et de l'évolution de la flore sauvage et des habitats naturels et semi naturels, d'identification et de conservation de la flore et des habitats rares et menacés, de concours scientifique et technique auprès des pouvoirs publics (État, collectivités territoriales) et de sensibilisation du public. Ils participent également à l'élaboration et à la mise en œuvre de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN).

Figure 44



© Fédération des conservatoires botaniques nationaux

Carte des implantations des conservatoires botaniques en 2011. D'après Thévenot et Leblay, 2014.

Les CBN sont impliqués de longue date sur la thématique des invasions biologiques. Ils constituent des partenaires scientifiques incontournables dans la connaissance et la gestion des plantes invasives, en apportant un appui à l'État, aux établissements publics, aux collectivités territoriales et aux groupes de travail territoriaux.

Dans le cadre de leurs missions, ils sont amenés à (Thévenot et Leblay, 2014) :

- collecter des données de terrain sur la biologie des plantes invasives et faire des cartes de présence d'espèces, données appréciées selon des méthodes scientifiques ;
- appuyer ou mettre en place des expérimentations de gestion et des stratégies régionales concernant les plantes exotiques envahissantes ;
- diffuser de l'information : réalisation de fiches de reconnaissance et d'alerte sur les plantes exotiques envahissantes, diffusion des alertes, élaboration de guides d'identification des espèces ;
- proposer des espèces de substitution auprès des partenaires pouvant servir à des alternatives à la plantation d'espèces exotiques ;
- sensibiliser et former, en proposant régulièrement des sessions de formation sur les plantes exotiques envahissantes, des actions de sensibilisation auprès du grand public et des outils de communication.

Ces missions présentées ici ne sont pas exhaustives et montrent que les CBN constituent un réseau structuré et impliqué dans la surveillance des plantes exotiques envahissantes et l'appui à leur gestion.

Groupes de travail

Historiquement, les demandes de régulation des plantes invasives ont été à l'initiative des acteurs de terrain directement concernés par les nuisances engendrées vis-à-vis des usages des milieux, quelquefois après des échecs d'éradication. Les demandes de ces gestionnaires ont ensuite remonté vers des organismes pouvant apporter une aide technique et/ou financière comme les services déconcentrés de l'État, les agences de l'eau, etc.

Dans un premier temps, la réponse à ces besoins a généralement été faite au niveau local mais lorsque ces demandes se sont multipliées, la nécessité d'une organisation et d'une coopération plus large pouvant rassembler de l'information (biologie et écologie des espèces, géographie des colonisations, moyens de régulation, etc.), organiser la synthèse de ces informations et émettre des avis s'est fait ressentir, ce qui a conduit à la création de groupes de travail *ad hoc* (voir page 217).

Un tel groupe comporte un responsable (quelquefois désigné de fait par ses possibilités de coordination, son antériorité dans le processus et/ou son dynamisme) et des partenaires motivés. Il porte ses actions dans des limites territoriales définies (département, région, bassin, etc.). Son fonctionnement repose sur l'organisation de réunions et d'actions, la diffusion d'informations et la participation éventuelle à d'autres groupes.

Depuis 2000, différents groupes de travail ont été créés sur la thématique des invasions biologiques avec des modalités d'organisation et de fonctionnement très diverses. Toutefois, bien que n'ayant pas forcément de cadre d'action précisément défini au moment de leur création, leur réflexions se sont toujours adaptées aux questions et aux besoins des acteurs de terrains. Ces groupes font généralement preuve d'une dynamique et d'une réactivité importantes en apportant des réponses pragmatiques en lien direct avec l'insuffisance d'organisation et de structuration, ressentie à l'époque, de cette problématique à l'échelle nationale.

Ainsi, les efforts réalisés par ces différents groupes ont permis de mieux coordonner les interventions sur diverses espèces et dans de nombreuses parties du territoire métropolitain (Dutartre *et al.*, 2010).

La liste des groupes territoriaux ci-après n'a pas la prétention d'être exhaustive. Elle présente les principaux comités et illustre la diversité d'acteurs et d'échelles territoriales concernées. Le site internet du GT IBMA (www.gt-ibma.eu) actualise régulièrement cette liste.

■ Comité des Pays de la Loire pour la gestion des espèces exotiques envahissantes

Mis en place par la Dreal des Pays de la Loire en 2001, ce comité réunit des représentants des mondes scientifique et associatif ainsi que des services de l'État, des établissements publics et des collectivités.

Le comité fonctionne par l'intermédiaire de commissions (« Suivi des espèces et Cartographie », « Communication - Formation - Réglementation », « Science et gestion », « Formes terrestres de jussie », « Hydrocharitacées ») et a pour objectifs de :

- disposer d'une connaissance actualisée de l'état d'envahissement en Pays de la Loire ;
- développer la connaissance des phénomènes de prolifération et l'analyse des moyens de contrôle et de gestion (efficacité et conséquences sur le milieu) ;
- développer la communication et l'information ;
- promouvoir la formation.

Ce groupe organise des réunions et des séminaires ouverts au public, dont en 2011 un colloque régional sur *Les plantes invasives en Pays de la Loire*.

Une commission « faune invasive » a été créée par le Comité en 2012.

(http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/plantes-exotiques-envahissantes-r431.html)

■ Groupe de travail « Loire-Bretagne »

Créé en 2002, ce groupe est piloté par l'agence de l'eau qui en a confié en 2007 l'animation à la Fédération des conservatoires d'espaces naturels (FCEN) dans le cadre du Plan Loire grandeur nature. Il se compose de partenaires techniques et financiers, de maîtres d'ouvrage et d'experts associés qui se réunissent une à deux fois par an.

Il a pour objectif d'apporter des réponses scientifiques et techniques adéquates aux acteurs de terrain et d'élaborer une stratégie de gestion de ces invasions à mettre en œuvre dans le cadre des politiques publiques sur l'eau et l'environnement.

Il coordonne ainsi une stratégie à l'échelle du bassin de la Loire et contribue à la mise en place de groupes de travail régionaux qui ont pour but :

- de développer des stratégies d'actions à l'échelle des territoires pertinents des groupes d'acteurs ;
- d'organiser l'échange d'information entre les différents niveaux (local, régional, bassin) ;
- d'améliorer la connaissance sur la colonisation actuelle des plantes exotiques envahissantes en région, afin d'en optimiser la gestion.

Pour cela, le groupe de travail s'appuie sur des groupes d'animation et de coordination territoriale :

- en région Auvergne, le Groupe régional Auvergne des plantes exotiques envahissantes (GRAPEE) ;
- en région Centre, le groupe de travail « Plantes invasives en région Centre » ;
- en région Poitou-Charentes, l'Observatoire régional des plantes exotiques envahissantes des écosystèmes aquatiques (ORENVA) ;
- en région Pays de la Loire, le Comité des Pays de la Loire pour la gestion des espèces exotiques envahissantes,
- dans le département de la Loire, le comité départemental « Plantes Invasives » ;
- sur le bassin versant de la Vienne, avec le dispositif de coordination de la gestion des plantes invasives du bassin de la Vienne.

(http://www.centrederessourcesloirenature.com/home.php?num_niv_1=1&num_niv_2=4&num_niv_3=11&num_niv_4=50)

■ Observatoire des Plantes envahissantes en Charente (OPE)

Sous la coordination du conseil général de Charente (service eau et rivières), l'OPE a débuté son activité en 2003 suite à l'apparition de la jussie (*Ludwigia* sp.) sur les cours d'eau charentais.

Les différents acteurs de ce groupe se réunissent deux fois par an : au printemps pour définir les zones qui feront l'objet de prospections et en fin d'année pour faire un bilan des actions mises en œuvre.

L'OPE réalise également des actions de formation, de sensibilisation et de communication.

La jussie reste la préoccupation principale de l'OPE, toutefois certains observateurs signalent régulièrement la présence d'autres espèces végétales exotiques envahissantes telles que le Myriophylle du Brésil, les renouées asiatiques (*Fallopia* sp.) et la Balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*).
(http://www.gt-ibma.eu/lobservatoire-des-plantes-envahissantes-de-charente/)

■ Observatoire régional des plantes exotiques envahissantes des écosystèmes aquatiques de Poitou-Charentes (Orenva)

Coordonné par le conseil régional de Poitou-Charentes, l'Observatoire fonctionne depuis 2009. Deux maîtres d'ouvrages sont responsables de son animation : l'Observatoire régional de l'environnement (ORE) en assure la maintenance et les développements informatiques des outils et le Forum des marais atlantiques (FMA) anime le réseau d'acteurs et apporte son expertise sur les espèces et sur la formation des acteurs de terrain.

Cet observatoire a pour objectif d'aider les initiatives des gestionnaires locaux en fédérant le réseau d'acteurs et en mettant à leur disposition un outil partagé de suivi des phénomènes invasifs.

Un comité de pilotage composé de différents partenaires techniques et scientifiques se réunit une fois par an pour accompagner la progression de l'utilisation de cet outil qui implique quatre niveaux d'observateurs (du gestionnaire local à la coordination interrégionale).
(http://www.orenva.org/)

■ Réseau Vertébrés exotiques envahissants du bassin de la Loire

Dans le cadre du Plan Loire grandeur nature, la délégation interrégionale Centre-Ile de France de l'ONCFS anime depuis 2011 un réseau « Vertébrés exotiques envahissants » sur le bassin de la Loire. La priorité de ce réseau est l'amélioration et la mutualisation des connaissances sur ces espèces. La mise en place progressive d'un système de suivi est facilitée par la formation et la mobilisation des différents acteurs présents sur ce territoire.

La première phase du projet a été consacrée à la réalisation d'un état des lieux des connaissances et des actions sur les vertébrés exotiques envahissants en lien étroit avec les partenaires directement impliqués dans la gestion de ces espèces. Ce bilan a été valorisé à travers un ouvrage collectif présentant les espèces sur le bassin de la Loire, leur biologie, leur écologie, les impacts qu'elles occasionnent et les expériences de gestion actuellement menées sur le bassin ligérien. La formation des acteurs, une synthèse sur la réglementation ainsi qu'une base documentaire ont été développées pour faciliter l'échange d'informations entre les différents partenaires (associations de protection de la nature, gestionnaires d'espaces naturels, administrations et collectivités).

La deuxième phase du projet sera consacrée à l'appui aux partenaires à la mise en place de stratégies régionales de gestion des vertébrés exotiques envahissants et au développement d'outils innovants d'aide à la décision (Sarat, comm. pers., 2013).

■ Comité régional Espèces invasives de Basse-Normandie

Le conservatoire d'espaces naturels de Basse-Normandie (CEN-BN) anime, depuis 2007, un comité régional Espèces invasives (CREI). Crée en 2007 à l'initiative de la Dreal et du CEN-BN, le CREI est un organe de décision stratégique composé de nombreux acteurs régionaux dont les services décentralisés de l'État, les collectivités territoriales et les organismes gestionnaires d'espaces naturels.

Le programme d'actions (2013-2015) se veut être l'outil opérationnel de la stratégie de gestion des espèces invasives, définissant les objectifs à atteindre et les actions à mener à l'échelle de la Basse-Normandie. Celui-ci s'articule autour de trois objectifs complémentaires et indissociables :

- améliorer la connaissance sur les espèces invasives : participer à la création de la base de données « Faune invasive », structurer le recueil de données, réaliser des documents de synthèses (cartes de répartition par espèce, fiches techniques, retours d'expériences, etc.) ;
- mettre en place une lutte régionale coordonnée sur les espèces invasives identifiées comme prioritaires : accompagner techniquement les porteurs de projets locaux pour mener des chantiers, leur mettre à disposition les outils nécessaires (note technique, préconisations de gestion, convention de travaux, cahier des charges, etc.), impulser et valoriser les expérimentations ;
- sensibiliser et communiquer sur les espèces invasives : créer des outils de communication à destination du grand public (site internet, plaquettes, etc.) et des gestionnaires d'espaces (fiches techniques, etc.), sensibiliser par des formations et des stands.

Depuis la création du CREI, plusieurs outils de porter à connaissance ou de communication ont été développés, comme des listes de plantes vasculaires et de faune invasive en Basse-Normandie, une plaquette et une exposition grand public.

(http://www.gt-ibma.eu/strategies-ou-en-sont-les-institutions/strategies-infranationales/cen-basse-normandie/)

Autres structures

Par ailleurs, certaines structures, intégrées ou non aux groupes de travail précédemment décrits, interviennent régulièrement, parfois depuis de nombreuses années, dans la gestion des espèces exotiques envahissantes ou plus largement sur la thématique des invasions biologiques.

Bien que montrant déjà une grande variété des types de structures engagées et de type de travaux réalisés, la liste présentée dans le tableau 6, page suivante, est largement incomplète car de nombreuses autres structures telles que syndicats de rivières, services spécialisés de collectivités territoriales (conseils généraux et régionaux), conservatoires d'espaces naturels, associations naturalistes gestionnaires de milieux, réserves naturelles, etc., sont également engagées dans des actions de gestion des espèces invasives en milieux aquatiques.

Une actualisation permanente de cette liste et des informations produites par les gestionnaires concernés pourrait largement contribuer à l'amélioration des échanges d'information sur ces questions de gestion et donc à l'amélioration des interventions de gestion elles-mêmes.

Tableau 6 *Exemples de structures intervenant sur les espèces exotiques envahissantes.*

Structure	Actions
Centre permanent d'initiatives pour l'environnement (CPIE) des Pays Creusois	Renforcement du réseau de surveillance et de connaissances des plantes exotiques envahissantes à l'échelle locale en lien avec le groupe de travail du bassin Loire-Bretagne : ■ amélioration de la connaissance sur la répartition des plantes exotiques envahissantes en Creuse et porter à connaissance auprès des acteurs locaux ; ■ lutte active contre la prolifération des espèces les plus problématiques. (Bodin, comm. pers., 2013 pour le site Internet Invasions biologiques en milieux aquatiques : http://www.gt-ibma.eu/cpie-des-pays-creusois/) (http://www.cpiepayscreusois.com/page.php)
Agglomération du bocage bressuirais	Intervention dans la surveillance et la gestion de plusieurs espèces exotiques envahissantes des milieux aquatiques et terrestres dans le cadre de sa compétence « Protection et mise en valeur de l'environnement » : ■ arrachage manuel de la jussie (*Ludwigia* sp.) et surveillance de la renouée (*Fallopia* sp.) ; ■ mise en place d'un plan d'action contre le Xénope lisse (*Xenopus laevis*) ; ■ campagnes collectives de lutte contre le Ragondin (*Myocastor coypus*) et le Rat musqué (*Ondatra zibethicus*) en partenariat avec la FDGDON des Deux-Sèvres. (Koch, Audebaud, comm. pers., 2013 pour le site Internet Invasions biologiques en milieux aquatiques : http://www.gt-ibma.eu/cca/)
Conseil général du Var, Direction de l'environnement, Service Rivières et milieux aquatiques	Étude de localisation des espèces invasives sur des tronçons sensibles de l'Argens et certains de ses affluents. Organisation d'une journée de sensibilisation et d'arrachage de la jussie (*Ludwigia* sp.) en 2012 sur un plan d'eau et suivi des interventions. (Auda, comm. pers., 2013 pour le site Internet Invasions biologiques en milieux aquatiques : http://www.gt-ibma.eu/cg-var/)
Conservatoires d'espaces naturels (CEN) de la région Centre)	Constitution d'un groupe de travail co-piloté par le CEN Centre et le Conservatoire botanique national du Bassin parisien (CBNBP), afin de coordonner la lutte contre les plantes invasives au niveau régional. Le groupe travaille autour d'objectifs de connaissance, de gestion et de communication sur ces espèces. (http://www.gt-ibma.eu/strategies-ou-en-sont-les-institutions/strategies-infranationales/groupe-plantes-invasives-en-region-centre/)(http://www.cen-centre.org/index.php)
Établissement public territorial du bassin de la Vienne (EPTB Vienne)	Animation et coordination d'un dispositif de gestion des plantes exotiques envahissantes à l'échelle du bassin de la Vienne : ■ accompagner les opérateurs de terrain dans le suivi et la lutte contre ces espèces ; ■ orienter les interventions des maîtres d'ouvrage sur les secteurs les plus problématiques. (Jean, comm. pers., 2013 pour le site Internet Invasions biologiques en milieux aquatiques : http://www.gt-ibma.eu/eptb-vienne/) (http://www.eptb-vienne.fr/-Plantes-invasives-.html)
Fédération départementale des groupements de défense contre les organismes nuisibles de Loire-Atlantique (FDGDON 44)	Suivant la réglementation : ■ organisation de la surveillance de l'évolution des populations de rongeurs aquatiques nuisibles ; ■ conduite de campagnes de lutte adaptées : intervention directes pour la lutte intensive et coordination des actions de lutte collective. (http://www.fdgdon44.fr/)

Institution interdépartementale du bassin de la Sèvre Niortaise (IIBSN) I.I.B.S.N.	■ Constitution d'un groupe technique sur la thématique des espèces végétales invasives à l'échelle du bassin de la Sèvre niortaise en 2010. ■ Collecte et partage des données et expériences de gestion sur ces espèces (cartographies, travaux et suivis, méthodes et moyens employés, outils d'information et de sensibilisation utilisés, etc.). (http://www.sevre-niortaise.fr/accueil/des-thematiques-du-bassin-versant/les-plantes-exotiques-envahissantes/) (http://www.gt-ibma.eu/strategies-ou-en-sont-les-institutions/strategies-infranationales/iibsn/)
Syndicat mixte d'aménagement et de gestion équilibrée (SMAGE) des Gardons SMAGE des Gardons www.les-gardons.com (http://www.les-gardons.com/)	Gestion des espèces végétales invasives dans le cadre de la thématique « Milieux naturels » depuis 2009 : ■ mise en place d'un plan de gestion global à partir de 2011 ; ■ mise en place d'un comité de pilotage et réalisation d'inventaires ; ■ interventions de gestion sur la jussie (*Ludwigia* sp.) et la renouée (*Fallopia* sp.) ; ■ premiers tests de gestion sur les espèces ligneuses prévus en 2013 ; ■ sensibilisation des élus et du grand public. (Reygrobellet, comm. pers., 2013 pour le site Internet Invasions biologiques en milieux aquatiques : http://www.gt-ibma.eu/smage-gardons/)
Syndicat d'entretien du bassin du Beuvron (SEBB) Syndicat d'Entretien du Bassin du Beuvron (http://www.bassin-du-beuvron.com/)	Lutte contre les espèces envahissantes animales et végétales ■ actions de lutte contre la Jussie (*Ludwigia* sp.) en partenariat avec le Comité départemental de protection de la nature et de l'environnement (CDPNE) et la fédération de pêche et de protection des milieux aquatiques du Loir-et-Cher depuis 2004 ; ■ expérimentation de la gestion des Renouées asiatiques (*Fallopia* sp.) ; ■ mise en place de programme de lutte (2002-2008) et d'éradication (2009-2014) de la Grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*). (http://www.gt-ibma.eu/strategies-ou-en-sont-les-institutions/strategies-infranationales/gestion-de-la-grenouille-taureau-en-sologne/)
Syndicat mixte Géolandes Géolandes	Gestion des plantes exotiques envahissantes sur les lacs et étangs landais : ■ travaux de restauration initiale lorsque les colonisations sont importantes ; ■ travaux d'entretien récurrents ; ■ mise en place d'un dispositif de surveillance et d'entretien. (Fournier, Zuazo, 2012)
Fédérations départementales, régionales et nationale des chasseurs	Participation aux : ■ suivis des populations de mammifères et d'oiseaux exotiques envahissants (notamment en partenariat avec l'ONCFS) ; ■ plans de chasse et de maitrise des populations (Bernache du Canada, Cerf sika, etc.).

Démarche générale de gestion des espèces exotiques envahissantes

4

Ce chapitre a été rédigé par
Alain Dutartre (Expert indépendant, ex-Irstea)
Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)

Avec la contribution de
Jean-Patrice Damien (Parc naturel régional de Brière)
Nicolas Pipet (Institution Interdépartementale du bassin de la Sèvre Niortaise)
Nicolas Poulet (Onema)
Jean-Philippe Reygrobellet (Syndicat mixte d'aménagement et de gestion équilibrée des Gardons)
Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN)

112 Introduction
114 Connaissances préalables
116 Prévenir
119 Surveiller
122 Intervenir ?
127 Quelles démarches possibles ?

Introduction

Les espèces exotiques envahissantes représentent des sources importantes de difficultés pour les populations humaines qui y sont confrontées, notamment pour les responsables des territoires envahis qui doivent décider et engager des actions pour les résoudre. Bien avant que le concept de biodiversité n'émerge dans le corpus scientifique de l'écologie, des proliférations d'espèces animales et végétales introduites ont causé des dommages aux usages humains dans les milieux. La réduction des impacts de ces invasions biologiques a été tentée le plus souvent pour permettre la poursuite des usages sur les sites concernés.

L'amélioration des connaissances scientifiques a largement aidé à mieux comprendre les causes de ces invasions, à mieux évaluer leurs impacts et à définir des moyens d'y remédier. Les actions concrètes engagées par les gestionnaires (encadré 17) font généralement suite à une demande sociale importante. Jusqu'à une période récente, faute de relais scientifiques et techniques, elles ont été souvent engagées sans attendre de directives ou d'informations extérieures. Utilisant les connaissances et le matériel disponibles ainsi que les outils réglementaires existants, les gestionnaires ont développé des programmes locaux d'intervention, parfois dans l'urgence. Il n'en est heureusement plus tout à fait de même aujourd'hui.

Encadré 17

Qui sont les gestionnaires et qu'est-ce que la gestion ?

Les gestionnaires

Le terme de gestion auquel se réfère celui de gestionnaire est pour le moins vague, pouvant concerner de nombreux sujets ou domaines. Une recherche dans un dictionnaire (en l'occurrence le Robert en sept volumes, édition de 1971) donne comme définition « action de "*gérer*" (les affaires d'un autre, et *par extension*, ses propres affaires). La lecture du mot "gérer" donne "administrer" qui, lui-même, revient à "régir", "gérer". En fait, ce qui semble le plus important dans ces définitions est ce qui figure dans la parenthèse, c'est-à-dire "les affaires d'un autre ». C'est effectivement ce qui se passe dans la plupart des cas et il semblerait donc qu'être gestionnaire c'est surtout s'occuper des affaires des autres.

Propriétaires privés et publics ou administrateurs délégués, à toutes les échelles géographiques ou administratives possibles, vaste est le panorama des gestionnaires. Leur rôle est dans tous les cas d'administrer un territoire donné, selon des objectifs, des prérogatives et des responsabilités multiples qui peuvent porter sur de la réglementation (l'État, en particulier), de l'organisation, des aménagements et de l'entretien des milieux naturels. Pour ce qui est de la problématique des espèces exotiques envahissantes, le panorama des gestionnaires qui

y sont effectivement engagés, et ce à des titres divers, s'étend bien de l'État jusqu'aux propriétaires privés que nous pouvons individuellement être, en passant par différents établissements publics et tous les types de collectivités territoriales.
Dans ce qui suit, sauf cas particulier, le terme sera utilisé comme englobant tous ces partenaires de la gestion.

La gestion

Dans la présente problématique, la gestion pourrait se traduire en trois questions très prosaïques : « Faut-il intervenir ? » ou « Comment s'en débarrasser ? » ou encore « Comment faire pour vivre avec ? ». Une définition plus formelle serait quelque chose comme « administration des implications concrètes des invasions biologiques auxquelles sont directement confrontés les responsables des territoires envahis et qui doivent ainsi décider des actions à mener et les engager effectivement » (Dutartre, 2010).
Que recouvre la gestion ? Que doit-elle ou devrait-elle comporter ?

- Elle englobe dans un même ensemble tous les aspects des interventions envisageables dans le contexte qui nous préoccupe, depuis l'analyse de la situation jusqu'à la mise en œuvre concrète d'interventions destinées à la résoudre et aux implications ultérieures de ces interventions.
- Elle comporte nécessairement des choix stratégiques et techniques et doit être accompagnée de précisions sur les objectifs et les modes des interventions prévues : démarche indispensable de réflexion devant aboutir aux interventions.
- Elle doit intégrer l'analyse de la situation des groupes humains ayant des intérêts ou des besoins dans les milieux où ces difficultés sont présentes. La gestion devient de fait un lieu de rencontres, d'échanges et de débats internes entre ces groupes humains.
- Elle fait toujours appel à d'autres groupes d'intervenants que les gestionnaires et le public directement concerné et nécessite un dialogue indispensable entre ces groupes (chercheurs, financeurs, etc.) dans des domaines divers (réglementation, sciences de la vie et sciences humaines et sociales, etc.).

Les difficultés de gestion des EEE sont multiples. Même si cette évidence est de plus en plus partagée par toutes les parties prenantes et qu'elle ne rend pas les choses plus faciles pour ceux qui y sont confrontés, cette prise de conscience croissante est une raison d'espérer des améliorations notables des pratiques de gestion dans les années qui viennent.

Ces difficultés ne concernent pas uniquement les seuls aspects techniques des interventions à mettre en œuvre pour réduire ou faire disparaître des populations animales ou végétales jugées nuisibles dans un contexte donné. Si, à l'échelle fonctionnelle d'un gestionnaire, seuls ces aspects sont pris en compte à court terme car garants de la meilleure efficacité possible des interventions, il ne peut plus en être de même dès que l'analyse et les actions qui découlent se positionnent à des échelles géographiques, administratives ou temporelles plus importantes.

En effet, les flux d'EEE, leurs dynamiques d'expansion et leurs impacts sont des conséquences de processus sociétaux en très grand nombre, imbriqués de manière quelquefois inextricables et englobés dans un concept de mondialisation qui ne contribue pas à éclaircir la situation. Échanges commerciaux et leur régulation mondiale, voyages d'agrément et autres activités permettant le transport intentionnel ou non d'espèces, aménagements des milieux aquatiques, besoins croissants et élargis de leurs utilisations, alors même que nombre de ces milieux sont dégradés, sont autant de facteurs de multiplication des difficultés.

Aussi, une connaissance partagée, la plus large possible, des éléments généraux de contexte de la gestion des EEE, dépassant les seuls aspects locaux strictement techniques à l'échelle du gestionnaire confronté à une EEE en particulier, semble nécessaire pour que la gestion de ces espèces s'améliore sans cesse.

Connaissances préalables

La gestion porte sur des espèces vivantes, des plantes ou des animaux et non des objets. C'est-à-dire des organismes capables de se reproduire, de coloniser des biotopes favorables, de passer par divers moyens d'un biotope à un autre, capables d'adaptation, etc. De plus, si pour les animaux le moyen de dispersion est généralement l'animal lui-même, les propagules végétales peuvent être des plantes entières ou des fragments de tiges, voire des graines, ce qui complique un peu les moyens d'éviter cette dispersion.

Toute stratégie de gestion doit donc tenir compte de cette réalité et s'appuyer sur les connaissances disponibles sur la biologie et l'écologie de ces espèces. Ces connaissances restent cependant souvent incomplètes, en particulier parce que certaines de ces espèces présentent des adaptations biologiques ou écologiques à la région d'accueil qui ne sont pas immédiatement connues. Les informations issues des régions d'origine des espèces sont utiles et doivent être utilisées en gardant toutefois conscience de ces possibilités d'adaptations. Par ailleurs, une part notable des espèces exotiques envahissantes ne posent pas de difficultés particulières dans leur région d'origine et les informations les concernant peuvent aussi être très insuffisantes.

Dans de nombreux cas, il s'est avéré que l'acquisition de données précises sur ces espèces dans le contexte du site (biotope ou ensemble de biotopes comme un plan d'eau, un tronçon de cours d'eau, une partie d'un réseau de fossé) ou de la région d'accueil était nécessaire pour développer de meilleures stratégies de gestion, améliorer les conditions techniques des interventions et réduire les impacts causés sur les espèces non visées par la gestion. Les données recherchées portaient en particulier sur :

- leur cycle biologique afin d'intervenir à la période permettant une efficacité maximale. Par exemple, intervenir lors de la mue postnuptiale chez les oiseaux qui les empêche de voler et les rend plus facilement capturables ;
- leurs mécanismes de reproduction et de dispersion pour définir des modalités techniques d'intervention empêchant ou réduisant la dispersion post-intervention. Par exemple, mettre en place des filets de contention lors de travaux sur des plantes aux tiges fragiles (figure 45a), ou intervenir avant la fructification et la production de graines des jussies ou de diverses espèces des rives pour éviter la contamination *in situ* et lors de la valorisation des produits. Ces mesures s'appliquent également à la faune pour éviter toute dispersion d'individus (figure 45b et c).

Les données éventuellement disponibles sur ces espèces dans d'autres régions du monde où elles sont devenues envahissantes sont extrêmement utiles. En effet, elles comportent fréquemment des précisions sur les dynamiques des espèces, les biotopes favorables, les impacts connus et des indications sur les modalités et les résultats des interventions de gestion déjà engagées. Chaque situation étant unique, leur utilisation devra conserver une même analyse critique.

Cependant, il n'est pas nécessaire de tout connaître sur une espèce pour décider d'agir pour la gérer. À défaut d'une démarche fondée strictement sur la connaissance et sur des certitudes provenant de cette connaissance, la démarche empirique[7] appliquée par les gestionnaires, faute de données suffisantes ou d'appui du monde scientifique, devrait systématiquement les amener à compléter l'action par une analyse simultanée du déroulement et des conséquences de cette action. Même si dans leur calendrier souvent contraint, le temps que peuvent consacrer les gestionnaires à cette analyse est souvent limité, il peut largement contribuer à l'acquisition de nouvelles connaissances sur les espèces à gérer, à éviter le renouvellement d'approximations techniques limitant l'efficacité des interventions pour en améliorer autant que possible les modalités pratiques : il s'agit bien ici d'investir dans une analyse des actions pour en réduire les aléas.

Figure 45

a © Syndicat de rivière Côte-Sud b, c © M. Collas, Onema

a) la mise en place de barrages filtrants permet d'éviter la dissémination de boutures de plantes aux tiges fragiles, comme ici l'Hydrocotyle fausse-renoncule.
Pour la faune, la mise en place de barrières physiques (barrière de piégeage et systèmes de filtration) est nécessaire pour éviter toute dispersion de l'espèce gérée, comme ici l'Écrevisse de Louisiane. b) mise en place d'une barrière autour d'un étang ; c) système de filtration dans la pêcherie d'un étang.

7- Méthode reposant exclusivement sur l'expérience, sur les données et excluant les systèmes a priori.

Prévenir

Un idéal à atteindre ?

Dans une analyse conceptuelle large de la problématique des invasions biologiques, leur prévention est sans contestation possible la meilleure des solutions. Réduire ou annuler les flux d'espèces non intentionnels, évaluer les risques d'introduction d'espèces « utiles » préalablement à leur transfert, permettraient sans aucun doute de limiter les dommages causés par les invasions biologiques.

Cette certitude est clairement incluse dans la réglementation qui vient d'être votée par le Parlement européen (Parlement européen et Conseil de l'Europe, 2014, voir page 56) puisqu'une part très importante des efforts prévus dans ce cadre portera sur l'analyse des voies d'introduction, le contrôle aux frontières et la mise en place d'une procédure d'évaluation des risques d'introduction.

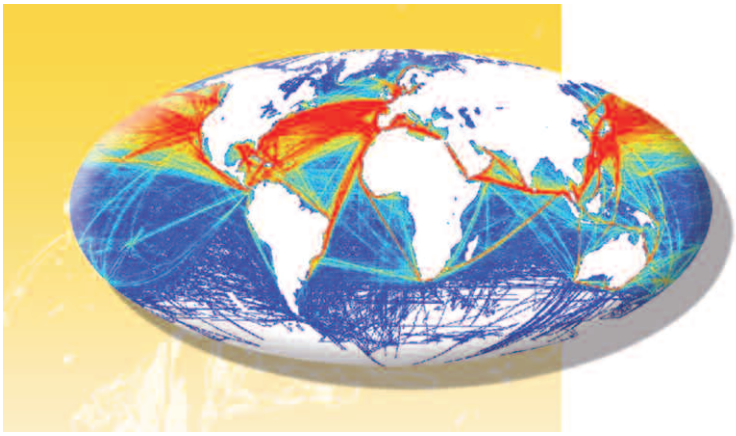
Il n'en reste pas moins que, dans la situation actuelle, cette solution reste toujours dans la situation d'un idéal à atteindre (Dutartre, 2010). Prévenir efficacement les invasions biologiques sous-entendrait :

- de pouvoir identifier les espèces allochtones susceptibles d'avoir des effets négatifs sur la biodiversité et les usages humains des écosystèmes ;
- d'identifier et de contrôler les activités humaines pouvant être causes directes ou indirectes d'introductions d'espèces.

Sans nier la nécessité de la mise en place d'une prévention à tous les niveaux organisationnels possibles (« de la planète à la parcelle »), il est indispensable de rester conscient qu'elle ne peut, au mieux, que ralentir les futurs flux d'espèces, sous réserve que la prévention soit organisée de manière coordonnée à toutes les échelles nécessaires.

Le commerce international est sans conteste une des principales causes de dispersion d'espèces sur la planète (figure 46). L'analyse réalisée par Westphal *et al.* (2008) à partir d'une base de données comportant des

Figure 46



Carte de l'activité maritime mondiale pour l'année 2005. Source : Voluntary Observing Ship (VOS)*, Organisation météorologique mondiale.*

informations sur l'écologie des espèces, la biogéographie, la socio-économie des pays concernés, etc., montre que les importations de marchandises sont la variable la plus explicative : plus grand est le degré de commerce international, plus élevé est le nombre d'espèces exotiques envahissantes. Ce commerce international devra donc également faire l'objet d'une forte régulation sur ces aspects de transports accidentels ou intentionnels d'espèce : il s'agit là d'une très vaste tâche…

Des propositions d'organisation

De nombreuses propositions ont été faites depuis quelques années pour tenter de développer cette prévention. Shine *et al.* en 2000 ont présenté les caractéristiques d'un réseau institutionnel destiné à gérer les invasions biologiques. Plus récemment, Genovesi et Shine (2004) détaillaient les éléments d'une stratégie européenne « relative aux espèces exotiques envahissantes ». Ces auteurs ont listé un certain nombre de secteurs d'activités pouvant être à l'origine d'introductions accidentelles et ont proposé des exemples de « bonnes pratiques » permettant d'en réduire les risques. Ces secteurs concernent un vaste panorama d'activités, de l'agriculture aux poissons d'ornement en passant par l'horticulture ou la fauconnerie.

La prévention à l'échelle « nationale » devra compléter les éléments instaurés aux plus grandes échelles. Le fait que la France comporte des territoires dispersés sur la planète, dans des contextes biogéographiques très variables, est un élément de complexité supplémentaire. La mise en œuvre nationale du règlement européen devrait contribuer à accélérer le développement de cette prévention.

Les gestionnaires locaux sont invités à appliquer l'ensemble des prescriptions formulées vis-à-vis de cette démarche de prévention. En tant que relai de proximité, ils ont également un rôle majeur à jouer dans la diffusion locale d'informations sur la prévention et la sensibilisation des usagers et du grand public (encadré 18).

Encadré 18

Les gestionnaires, acteurs de la prévention

Les gestionnaires peuvent jouer un rôle important dans la prise de conscience du problème et des enjeux des invasions biologiques par le grand public et les usagers. Ils disposent d'une bonne connaissance du terrain et des acteurs, de connaissances naturalistes et ont des capacités de mobilisation importantes pour la diffusion d'information. Ils peuvent également être à l'origine d'actions de prévention à valoriser, comme l'illustrent les initiatives suivantes.

Échanges avec les aquariophiles

L'Institution interdépartementale du bassin de la Sèvre niortaise (IIBSN) a récemment participé à une « bourse aquariophile » dans le département des Deux-Sèvres. À travers une conférence, une exposition, la mise à disposition de documents de sensibilisation et un questionnaire anonyme pour identifier les pratiques des aquariophiles, l'IIBSN a ainsi pu informer les participants sur les conséquences du relâcher d'espèces exotiques dans le milieu naturel (figure 47).

La délégation interrégionale Nord-Est de l'Onema est également en train de réaliser des plaquettes de sensibilisation destinées aux aquariophiles et aux animaleries afin de les informer des problèmes liés à l'introduction dans le milieu naturel d'espèces exotiques.

Sensibilisation des pêcheurs et des canoéistes

Dans le cadre du programme LIFE + CAISIE en Irlande, (www.caisie.ie, voir expérience de gestion vol. 2, page 27) un volet axé sur la prévention des introductions d'espèces a permis de développer toute une gamme d'outils, dont

des protocoles de biosécurité pour les usagers des milieux aquatiques (pêcheurs, canoéistes, plongeurs). Cinq étapes clé (inspecter, enlever, nettoyer, jeter et informer) sont ainsi détaillées pour inciter les usagers à désinfecter leur matériel et éviter la dispersion non intentionnelle d'espèces exotiques envahissantes en Irlande.

Nouveaux animaux de compagnie

Le commerce de la Trachémyde à tempes rouges, nouvel animal de compagnie (NAC), a été autorisé en France jusqu'en 1997. On estime ainsi qu'entre 1985 et 1994 plus de 4 millions de trachémydes ont été importées. Devenues trop encombrantes et jugées dangereuses pour les enfants car capables de morsures, un nombre important de ces tortues a été relâché dans le milieu naturel par leurs propriétaires. Pour réduire le nombre d'abandons des trachémydes, le Conservatoire d'espaces naturels de Corse a mis en place des outils pédagogiques (animation, mallette, jeux) pour faire connaître au plus grand nombre la problématique des nouveaux animaux de compagnie (voir expérience de gestion vol. 2, page 171). Une page internet dédiée oriente les propriétaires désireux de se débarrasser de leurs tortues vers des centres de récupération des animaux et leur rappelle l'interdiction de les relâcher dans l'environnement.
(http://www.cen-corse.org/conservatoire-espace-naturel/corse.php?menunac=10).

Figure 47

© IIBSN

Action de sensibilisation réalisée par l'Institution interdépartementale du bassin de la Sèvre niortaise (IIBSN).

Surveiller

La découverte d'une nouvelle espèce dans un site donné peut relever du hasard mais l'accélération des introductions et l'accroissement des nuisances et dommages nécessitent le développement d'une surveillance spécifique du territoire. Les différents types d'espèces susceptibles d'être introduites sont maintenant assez bien connus, de même que les biotopes d'accueil les plus favorables à une installation permanente, prélude à une dispersion puis à l'invasion.

Ces connaissances peuvent permettre de hiérarchiser partiellement les « sites à surveiller ». Par exemple, pour ce qui est des plantes aquatiques, les milieux stagnants sont les plus accueillants. Il n'en est pas de même pour les hélophytes pour lesquelles la configuration physique et les perturbations locales jouent un rôle important. Pour la faune, aux déplacements plus faciles et souvent beaucoup plus rapides et de grande envergure, la présence de nourriture et de biotopes ou de milieux permettant repos et sécurité peuvent être un des critères de localisation.

Toutefois, une surveillance efficace devrait concerner tous les types de biotopes, y compris ceux qui pourraient sembler moins favorables à l'accueil des espèces (par exemple, certaines plantes immergées aux tiges fragiles, facilement cassées par le courant ou les vagues, peuvent tout de même se retrouver dans des biotopes soumis au courant en cours d'eau ou dans des sites en plans d'eau face aux vents dominants a priori très peu favorables à leur installation et leur maintien). Elle devrait également être conduite de manière permanente, non pas en s'appliquant de manière systématique au cours de l'année mais dans un calendrier s'appuyant sur les connaissances acquises sur la biologie et l'écologie des espèces introduites déjà connues, dans leur région d'origine et dans leurs régions d'arrivée. Elle devrait également être efficiente, en prenant en compte le caractère limité des ressources (finances, humains, techniques, temps, etc.) qui peuvent être allouées à la gestion des espèces exotiques envahissantes. Enfin, des synergies peuvent se développer entre les différents acteurs en s'appuyant sur les groupes de travail et les réseaux de surveillance déjà existants.

Même si les cortèges d'espèces végétales et animales susceptibles d'être introduits commencent à être mieux identifiés (types biologiques, familles aux capacités particulières, voies d'introduction sélectionnant certaines espèces, etc.), il reste virtuellement impossible de connaître toutes les espèces susceptibles d'introduction. Aussi une vigilance particulière devrait être portée sur tous les « éléments » vivants apparaissant à un moment donné dans un biotope faisant déjà l'objet de surveillance : après une observation d'une « apparition », cette vigilance devrait se traduire dans tous les cas par une alerte destinée à identifier l'espèce. Cette espèce « nouvellement apparue » peut d'ailleurs s'avérer être indigène comme cela se produit quelquefois pour les plantes immergées se réinstallant dans des biotopes ayant fait l'objet d'aménagements.

Comme, dans une région donnée, les espèces pouvant s'y acclimater présentent des écologies relativement proches et des rythmes de développement assez similaires, il devrait être possible de cibler les périodes de l'année où des manifestations de leur présence deviennent plus perceptibles, comme les périodes de floraison des plantes, les périodes de rut chez les mammifères ou lors de regroupement hivernaux chez les oiseaux.

La mise en place d'un réseau de surveillance rencontre des contraintes importantes, notamment des ressources et des moyens limités pouvant conduire à une hiérarchisation des activités des acteurs de terrain, et divers freins sociaux portant à la fois sur la mise en œuvre des politiques publiques et sur les représentations des usagers et des gestionnaires quant aux invasions biologiques elles-mêmes.

Dans l'ouvrage qu'ils ont coordonné, Genovesi et Shine (2004) listaient les aspects nécessaires de cette surveillance, en termes de « collecte, gestion et partage de l'information » :

- dynamique des colonisations, incluant l'arrivée de nouvelles espèces ;
- évolution des nuisances et/ou des impacts négatifs liés à ces dynamiques, afin de mieux évaluer l'ensemble des dommages à l'environnement et aux usages humains ;
- dynamique des interventions destinées à annuler ou à réduire nuisances et impacts ;
- impacts spécifiques liés à ces interventions afin de préciser leurs enjeux en terme d'innocuité, de risque « acceptable », voire même de gestion de risques lorsque les interventions jugées indispensables deviennent elles-mêmes sources de dommages.

De même, dans le document de travail de la Commission européenne accompagnant le document de proposition de règlement du Conseil et du Parlement européen sur « la prévention et la gestion de l'introduction et la propagation d'espèces exotiques envahissantes » (partie « Actions des États membres » et rubrique « Renforcer la surveillance et le contrôle ») figuraient les instructions suivantes : « *Organiser la coopération avec les groupes publics ou spécifiques de citoyens (gestionnaires de réserve naturelle, chasseurs, pêcheurs, agriculteurs, ornithologues, etc.) pour mobiliser l'expertise et déployer "des yeux et des oreilles" sur le terrain pour faciliter la détection des espèces exotiques envahissantes.* »

Quelles pourraient être les forces à organiser pour cette surveillance environnementale ? De nombreux organismes et structures diverses ont des agents ou des employés passant une partie de leur temps de travail sur le terrain en milieux naturels. Parmi eux l'Onema, l'ONCFS, les syndicats de natures diverses comme les Fédérations régionales de défense contre les organismes nuisibles (FREDON) ou les Fédérations départementales des groupements de défense contre les organismes nuisibles (FDGDON), les associations d'usagers coome les Fédérations de pêche et de chasse, de protection de la nature, etc.

Il en est de même pour les nombreuses collectivités locales gestionnaires de cours d'eau ou compétentes en milieux naturels (syndicats de rivière, communautés de communes, etc.) ayant recruté des techniciens chargés de l'organisation de la gestion de leur territoire ou ayant déjà organisé des équipes de terrain pouvant intervenir en régie pour réaliser divers travaux (« équipes vertes », voir expérience de gestion vol. 2, page 67). Lors de leurs campagnes de terrain, ces techniciens et ces équipes pourraient venir ajouter, sans trop de difficulté sous réserve de formations adaptées, des capacités spécifiques d'observation de terrain pour alimenter le réseau.

Une comptabilité précise resterait à faire mais plusieurs centaines de personnes seraient sans doute mobilisables en métropole, voire plusieurs milliers si des membres des associations déjà citées sont également contactés pour apporter leurs yeux et oreilles.

Évidemment tous ces agents ou employés ont déjà des tâches précises à réaliser et cette activité de surveillance viendrait s'y surajouter. Il importerait donc que des négociations soient entreprises au niveau national sous l'égide de l'État par l'intermédiaire des ministères chargés de l'écologie, de l'agriculture et de la santé pour constituer progressivement un large réseau fonctionnel afin que cette activité soit développée de manière la plus efficace possible et de limiter la durée effective pour chacun des intervenants.

Ce réseau « officiel » pourrait également bénéficier de l'appui d'observateurs bénévoles ou de groupes de citoyens, notamment grâce au développement récent des sciences participatives permettant des recueils d'informations de natures très diverses (voir page 229), complétant ainsi le réseau par une surveillance passive décentralisée.

Cette constitution de réseau est déjà en cours de réflexion (Thévenot et Leblay, 2014) et les groupes territoriaux qui coordonnent, certains depuis plus d'une décennie, la collecte d'information à leur échelle géographique participent de fait à cette surveillance. Des besoins importants de coordination restent cependant à satisfaire, tels que :

- la formation des membres du réseau à l'identification des espèces (figure 48) ;
- l'élargissement progressif de l'ensemble du réseau à l'observation de toutes les espèces de flore et de faune car la spécialisation actuelle des réseaux (souvent flore, moins fréquemment faune) est une limite à dépasser par des efforts de coordination aux échelles locales et régionales des membres des différents réseaux préexistants ;
- la validation, mode de transmission et de stockage des informations issues des observations ;
- la diffusion des informations à l'ensemble du réseau ;
- le mode de décision de mise en place d'interventions de gestion.

La constitution d'un tel réseau est une évolution culturelle nécessaire qui va obliger les différents partenaires à négocier, s'organiser sur les mêmes objectifs, alors même que leurs objectifs propres de fonctionnement ne

sont pas nécessairement convergents. Au-delà des demandes officielles de l'État, il y aura sans aucun doute des moyens financiers à injecter pour aider certains de ces partenaires à prendre effectivement part à ce réseau.

Figure 48

© E. Mazaubert

La constitution de réseaux de surveillance passe notamment par des journées d'information et de formation à destination des acteurs de terrain.

Les calendriers des actions de surveillance sont à adapter aux espèces concernées, par exemple en décalant suffisamment les dates d'observations au cours du printemps pour que les développements végétaux soient suffisamment apparents et plus facilement détectables (développement des herbiers, début de floraison, etc.) ou, pour la faune, aux périodes où les comportements des espèces les rendent plus visibles. Des réflexions sont déjà en cours sur ce point mais devront probablement être complétées par des éléments d'adaptations aux contraintes locales, dont les contraintes climatiques.

Si l'identification des espèces de plantes, des vertébrés et de certains invertébrés comme les écrevisses ne présente généralement pas de difficultés notables grâce aux différents ouvrages, guides ou sites Internet dans les lesquels elles figurent, il n'en est pas de même pour la plupart des invertébrés. En effet, moins facilement observables à cause de leurs petites tailles, actuellement moins présentés dans des documents facilement accessibles, ils n'en restent pas moins des envahisseurs quelquefois très rapides et très performants, comme par exemple divers mollusques et crustacés provenant de l'est européen par les réseaux de canaux de navigation commerciale (voir par exemple Devin *et al.*, 2005).

Par ailleurs, l'identification des espèces passe encore généralement par des observations à l'œil nu, à la loupe binoculaire, voire au microscope pour les plus petites mais ces outils ont, comme tous les autres, des limites physiques et nécessitent des connaissances ou des ouvrages spécifiques. Des outils moléculaires sont en cours de développement, comme par exemple la détection d'ADN environnemental (voir par exemple Dejean *et al.,* 2012 à propos de la Grenouille taureau, et l'expérience de gestion vol. 2, page 158), qui viendront progressivement compléter les outils actuels.

Des besoins importants de formation des personnels qui pourraient participer à ce réseau de surveillance vont apparaître, portant à la fois sur les objectifs, les enjeux et le fonctionnement du réseau, l'observation et les prélèvements éventuels sur le terrain, la transmission d'échantillons et d'informations, etc.

Parmi les points qui devraient également faire l'objet de réflexion figure l'optimisation des délais entre observation, analyse de la situation, définition d'une stratégie locale de gestion et mise en place effective des interventions, ceci en intégrant les aspects règlementaires liés, en particulier, à la propriété privée.

Cette surveillance devrait évidemment s'appliquer aux sites ou aux zones de territoire ayant fait l'objet d'interventions de gestion sur telle ou telle espèce et comporter dans ce cas des évaluations adaptées à l'espèce en question et programmées régulièrement pour permettre un suivi de l'évolution de la situation.

Enfin, pour que l'ensemble de la structure de « surveillance /détection précoce puis intervention rapide » puisse être pleinement fonctionnel, il va être extrêmement important de prévoir son organisation aux différentes échelles géographique et administrative nécessaires pour définir les modalités de transfert et de stockage des informations issues de la surveillance, ainsi que les modalités techniques, règlementaires et financières des interventions et du devenir des « produits » extraits des sites par ces interventions.

Intervenir ?

La prévention nous parle du futur et d'espèces que l'on empêcherait d'arriver sur un nouveau territoire. Qu'en est-il du présent, des espèces exotiques à peine arrivées et des nombreuses espèces exotiques envahissantes déjà bien installées ? Peut-être intervenir rapidement sur les premières, dès leur identification, pour éviter nuisances et dommages, et intervenir régulièrement sur les secondes pour les « réguler »; les maintenir à un niveau où ces nuisances restent tolérables et ces dommages non significatifs…

Mais dans tous les cas, il convient de définir les moyens d'intervention après une analyse complète de la situation permettant de statuer sur la nécessité d'intervenir.

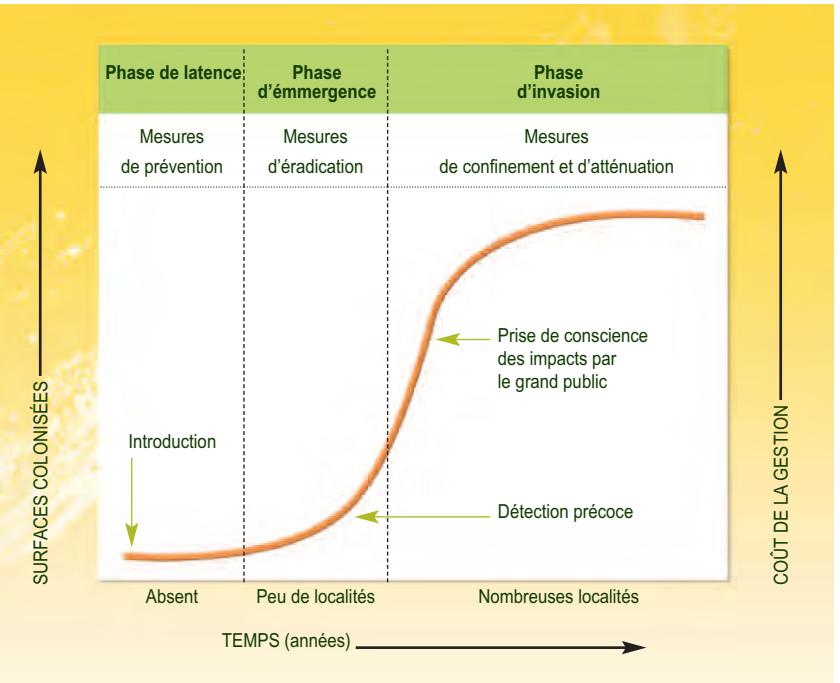
L'état de colonisation, critère indispensable à la décision d'intervention

Un des critères participant à la définition de cette nécessité est l'état connu de la colonisation par cette EEE du territoire concerné (métropole, territoires ultramarins).

Trois stades significatifs de cet état de colonisation peuvent être identifiés (Dutartre, 2010 et figure 49) :

- **invasion non encore effectivement débutée.** Ce peut être le cas d'espèces exotiques observées de manière éphémère ou dans un seul site, ou ne se maintenant pas dans les sites où elles sont introduites mais dont les capacités en tant qu'envahisseurs sont déjà connues dans d'autres régions du monde ;

Figure 49



Différents stades de l'invasion et objectifs de gestion à mettre en œuvre. Adapté de Branquart, 2010, d'après Tu, 2009.

■ **invasion débutée mais avec une extension géographique réduite.** L'espèce est clairement identifiée comme envahissante dans d'autres territoires où elle a déjà été introduite, elle est seulement présente dans un ou quelques rares sites où elle se maintient sans extension perceptible ;
■ **invasion déjà largement distribuée.** Dans ce cas l'espèce est présente dans de nombreux sites répartis sur un vaste territoire. Elle peut y causer des nuisances notables, soit dans des sites spécifiques, soit dans l'ensemble des sites qu'elle colonise.

La question de l'éradication

Une éradication de l'espèce, c'est-à-dire une intervention permettant de la faire totalement (et définitivement) disparaître, reste envisageable dans le premier stade de colonisation, lorsque la population exotique est encore très localisée. En revanche, dès lors que l'invasion commence à être dispersée, seules des interventions de régulation restent généralement possibles. Dans ce cas, cela revient à « vivre avec » l'EEE en la gérant de manière continue. Ces interventions devraient, dans l'idéal, concerner tous les sites colonisés, être adaptées à l'ampleur des colonisations constatées et s'appliquer de manière permanente pour entretenir cette situation « gérée ».

Dans leur article *A pound of prevention, plus a pound of cure : Early detection and eradication of invasive species in the Laurentian Great Lakes*, que l'on peut traduire par « une part de prévention plus une part de guérison : détection précoce et éradication des espèces envahissantes des grands lacs laurentiens », Vander Zanden *et al.* (2010) présentent une liste de questionnements préalables à une intervention d'éradication.

Cette liste s'articule autour de trois thèmes :
■ **quel est le coût de l'action** (en temps et en argent) ? Quelle est la probabilité d'avoir à répéter la tentative d'éradication ? Quel est le coût de dommages collatéraux possibles pour les écosystèmes ou les humains ? Quel est le coût d'une restauration écologique supplémentaire ?
■ **quelle est la probabilité de succès de l'éradication ?**
- *facteurs biologiques.* Quelle précocité de la détection dans la séquence d'invasion ? Quel est le statut de l'envahisseur (densité, zone colonisée, rapidité d'extension) ? L'espèce et ou l'habitat se prêtent-ils à l'éradication ? Quelle est la probabilité d'une nouvelle invasion ?
- *facteurs sociaux et institutionnels.* Les ressources sont-elles suffisantes et existe-t-il des institutions capables de mener l'éradication à bien (responsabilité, financement, organisation bien définie, coopération entre institutions) ? Existe-t-il un soutien et une participation du public ? Existe-t-il des obstacles juridiques ou institutionnels pouvant limiter ou retarder l'éradication ?
■ **quel est le coût de l'inaction ?** Quels sont les impacts et les coûts économiques et écologiques attendus de cette invasion ? Quelle est la probabilité de l'EEE de causer des impacts négatifs ?

Si cette liste passe en revue l'ensemble des questions apparemment indispensables à la mise en œuvre d'une intervention, son application concrète peut se heurter à de nombreuses difficultés d'évaluation car différents éléments qui la composent sont très complexes à prévoir ou à quantifier. Elle pose néanmoins une base utile de réflexion quant à une démarche générale.

Dans leur revue des essais d'éradication de différentes espèces végétales, Mack et Lonsdale (2000) remarquent que les informations disponibles concernent peu de réussites évidentes (*clear victories*), quelques impasses et de nombreuses défaites (*many defeats*). Ils en ont tiré quelques réflexions sur la démarche à mettre en œuvre :
■ l'éradication d'une plante exotique envahissante ne peut donner de résultats que lorsque les populations sont éliminées dès leur arrivée (un idéal rarement possible) ;
■ dans le cas où cet objectif n'est pas atteint, les efforts maximaux devraient concerner les zones d'arrivée isolées et de petites dimensions ;
■ une surveillance continue est nécessaire pour favoriser la détection précoce et l'éradication ;
■ l'éradication peut entraîner des conséquences indésirables comme l'invasion du site par une autre espèce envahissante…

Encore faut-il s'entendre sur le terme d'éradication. En effet, dans le sens général et habituel du terme, il s'agirait bien de faire disparaître totalement l'espèce dans le site de sa nouvelle implantation. Cette définition est partiellement reprise par Myers *et al.* (2000) (« *L'éradication est l'élimination de tous les individus et propagules d'une espèce envahissante pouvant potentiellement se reproduire*… ») mais ces auteurs ajoutent à cette définition une seconde section qui la rend beaucoup plus large et, peut-être, moins claire en terme de communication : « …*ou la réduction des populations de l'espèce à des niveaux de densités acceptables* ».

Afin de conserver une gamme plus large de termes, au terme de « contrôle » directement repris de l'anglais, il semblerait préférable d'utiliser le terme de « régulation » qui correspondrait à cette réduction des populations (la seconde partie de la définition proposée par Myers *et al.*) à des niveaux d'abondance ou de densité ne causant plus de difficultés significatives, aussi bien en termes de biodiversité qu'en termes de nuisances. Le terme éradication pouvant alors être conservé pour l'élimination totale des individus et propagules (Dutartre, 2010).

Détection précoce et intervention rapide

Cette démarche opérationnelle est présentée dans la plupart des propositions de stratégies de gestion. Son principe porte sur des efforts à mettre en place en matière d'identification de toute espèce exotique nouvellement arrivée, permettant de la repérer avant qu'elle ne soit installée de manière permanente dans un site ou, à défaut, avant qu'elle ne puisse se disperser à partir du site d'arrivée vers des sites favorables proches. Cette détection précoce permet de réagir très rapidement pour gérer cette nouvelle arrivée, éventuellement en décidant de mettre en place son éradication.

La démarche repose en partie sur les connaissances disponibles sur les sources et sur les voies d'introduction des espèces (savoir où aller porter les principaux efforts de détection), sur la fonctionnalité effective d'un réseau de surveillance permanent des milieux naturels, permettant d'une part la détection proprement dite, c'est-à-dire une identification précise de l'espèce, validée par un expert, et d'autre part la mise en place d'une décision de gestion après consultation d'un réseau d'acteurs. Chaque situation devra être spécifiquement examinée avant toute décision qui devra s'appuyer sur :

- les informations disponibles sur l'espèce en question (en particulier ses capacités d'invasion), issues de la littérature scientifique ou des connaissances des experts du réseau ;
- les caractéristiques du site (enjeux écologiques, en particulier) et sa connectivité avec d'autres sites favorables à l'espèce.

La décision devra également être prise après concertation avec le gestionnaire du site et son propriétaire (encadré 19). Une information pourra être fournie aux usagers éventuels du site afin d'expliquer la démarche et éviter des réactions inconsidérées.

La décision de gestion pourra comporter une intervention directe sur l'espèce (éradication ou régulation) accompagnée d'un suivi de l'efficacité de l'intervention ou, pour les espèces insuffisamment connues, sans capacité d'invasion définie, un suivi renforcé de l'espèce et du site, et des sites favorables proches, afin d'y préciser les caractéristiques biologiques et écologiques de l'espèce à gérer. En effet, il ne semble pas du tout envisageable d'adopter une position de principe systématique se résumant à « toute espèce nouvelle devra être éradiquée », alors même que nous avons conscience de l'insuffisance de nos connaissances. Ce suivi s'appuyant sur des campagnes d'observations régulières permettant de quantifier la dynamique éventuelle de l'espèce pourra éventuellement déboucher sur une décision ultérieure d'intervention directe mais, dans tous les cas, il devra faire l'objet de comptes rendus diffusés à l'ensemble du réseau.

Dans tous les cas, cette décision de gestion pourrait être prise à la suite d'une rapide concertation au sein d'un collège réunissant les services de l'État, des experts et des acteurs locaux après un bilan rapide sur les connaissances disponibles sur l'espèce, les enjeux de colonisation du site d'accueil et les moyens d'intervention envisageables selon l'espèce et le site. Des structures déjà existantes, telles que certains groupes de travail nationaux ou infranationaux (voir le groupe IBMA page 98), pourraient apporter leurs capacités d'expertise et la réactivité de leurs réseaux pour aider à cette prise de décision.

Si une intervention directe sur l'espèce est jugée nécessaire, elle devra être réalisée dans les meilleurs délais, en prenant en compte les mesures de confinement et les précautions nécessaires connues sur l'espèce ou le type d'espèces. Par exemple, des interventions sur des plantes immergées aux tiges fragiles devront néces-

sairement prendre en compte ce risque et comporter des précautions telles que filets de confinement, récolte systématique des fragments, etc. La gestion ultérieure de la biomasse végétale ou animale extraite du site devra faire partie de la stratégie de gestion. Un suivi spécifique destiné à évaluer l'efficacité de cette intervention devra être mis en place et la diffusion de ses comptes rendus permettra un retour d'expérience utile à l'ensemble du réseau.

Encadré 19

Quelques cas de détection précoce et de gestion ultérieure

Crassule de Helms (*Crassula helmsii*) :

- première observation fin 2011 dans les Deux-Sèvres, détermination confirmée, colonisation importante d'une mare (http://sevre-niortaise.fr/wp-content/uploads/19_347_fichecrassula7_288.pdf) ;
- protocole d'intervention IIBSN rapidement élaboré (arrachage mécanique et entretien manuel) car espèce connue pour ses capacités de colonisation et les difficultés de sa gestion (liste OEPP http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm#A1A2Lists, et informations provenant de Grande-Bretagne) ;
- fiche d'information rédigée par Nicolas Pipet (technicien IIBSN), fiche d'alerte rédigée et diffusée par le CBNSA (novembre 2011) ;
- arrachage mécanique réalisé en avril 2012, depuis, interventions régulières d'arrachage manuel sur le site ;
- comptes rendus d'interventions diffusés par l'IIBSN (voir expérience de gestion vol. 2, page 47) et information sur le site IIBSN (http://www.sevre-niortaise.fr/accueil/des-thematiques-du-bassin-versant/les-plantes-exotiques-envahissantes/).

Vanille d'eau (*Aponogeton distachyos*) :

- première observation en 2014 dans une mare des Deux-Sèvres (figure 50) ;
- existence d'une fiche d'alerte de 2012 du CBNSA disponible sur cette espèce, indiquant « espèce à surveiller afin de détecter toute dynamique d'envahissement éventuelle » ;
- échanges par courriel avril-mai 2014 entre divers membres du réseau (dont les naturalistes découvreurs de l'espèce) à propos de la stratégie de gestion à mettre en place ;
- rédaction d'une fiche d'observation (http://www.orenva.org/IMG/pdf/fiche_vanille_d_eau_-_version_iibsn-smbb.pdf) ;
- deux propositions discutées : éradiquer l'espèce dans le site (inquiétudes vis-à-vis de la colonisation ultérieure du site et de sites proches) ; suivre la dynamique de l'espèce dans le site et vérifier son absence dans les milieux proches (espèce non connue, pour le moment, comme présentant un potentiel invasif important, faible nombre de pieds observés) ; suivi proposé avec plusieurs campagnes annuelles sur deux années pour évaluer les capacités de colonisation de l'espèce et réévaluer la stratégie ;
- suivi renforcé envisagé mais les quelques pieds de l'espèce ont été arrachés, apparemment en début d'été, par une personne inconnue.

Figure 50

© J.F. Gaffard

*Vanille d'eau (*Aponogeton distachyos*).*

Grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*) :

- premier signalement d'un individu retrouvé mort au mois de juin 2013 dans un plan d'eau d'un particulier en Indre-et-Loire ;
- information transmise via les forums de discussion sur internet à la Société herpétologique de France ;
- identification de l'espèce par la Société Herpétologique de France à partir de photos fournies par le propriétaire privé ;
- information des acteurs locaux : ONCFS, Onema, Syndicat d'entretien du bassin du Beuvron, Comité départemental de protection de la nature et de l'environnement (CDPNE) du Loir-et-Cher ;
- visite de terrain au mois de juillet 2013 : aucun individu observé ;
- prélèvements d'ADN environnemental dans le plan d'eau et les plans d'eau environnants ; résultats négatifs des analyses ADN ; mise en place d'un protocole de veille (écoute nocturnes) pour l'année 2014 ; veille effectuée régulièrement par l'ONCFS Indre-et-Loire, en lien avec les acteurs locaux (APNE, collectivités territoriales).

Régulation

Il s'agit d'interventions régulières sur les espèces exotiques envahissantes déjà largement installées, permettant de les maintenir, dans les sites gérés, à un niveau où les nuisances et dommages qu'elles peuvent causer restent non significatifs vis-à-vis des usages et des fonctionnalités écologiques des milieux. Ce type d'intervention est déjà mis en œuvre depuis au moins deux décennies dans certains sites en métropole.

Les possibilités techniques d'intervention sont en partie spécifiques au type d'espèce (arrachage de plantes amphibies, moisson de plantes immergées, tir ou piégeage d'animaux, etc.) mais leurs modalités concrètes de mise en œuvre doivent également être adaptées aux caractéristiques du site ou du territoire, et aux besoins particuliers éventuels du gestionnaire.

Si l'espèce à réguler a déjà fait l'objet d'interventions de régulation, que ce soit en France ou à l'étranger, les informations issues de ces interventions pourront sans difficulté servir de base à la réflexion préalable à la mise en œuvre de la future intervention en s'assurant toutefois de la compatibilité des contextes (caractéristiques des sites et des gestionnaires, aspects organisationnels et règlementaires). En revanche, si aucune information n'est disponible sur l'espèce ou le type d'espèce, la recherche de modalités techniques doit alors faire l'objet d'une analyse plus large s'appuyant principalement sur les caractéristiques biologiques et/ou écologiques connues de cette espèce ou du type d'espèces.

La connaissance et l'intégration des éléments de contexte de l'intervention sont un atout très important dans sa réalisation optimale. En effet, si les connaissances sur la biologie et l'écologie des espèces et sur les possibilités techniques d'intervention sont maintenant disponibles avec la multiplication des travaux et une meilleure diffusion d'informations provenant de diverses sources, ces éléments de contexte sont encore insuffisamment précisés. Les négliger risque d'entraîner des aléas ou des échecs plus ou moins importants des interventions : en évitant une application sans discernement d'une « recette technique » utilisée avec succès par un autre gestionnaire dans un tout autre contexte, cette démarche d'analyse permet de réduire les risques de mise en œuvre de solutions inadaptées au site considéré.

Quelles démarches possibles ?

La démarche qui débute par l'observation d'une nouvelle espèce (ou le bilan de l'extension d'une espèce exotique dont les nuisances ou dommages commencent à être perçus) et se termine par une intervention concrète sur cette espèce, commence et se finit sur le terrain. La gestion, au bout du compte, se fait toujours localement, là où se trouvent les espèces à gérer.

Certaines démarches de gestion engagées depuis deux ou trois décennies sur certains territoires métropolitains l'ont été par des gestionnaires fortement confrontés à des difficultés locales, souvent dénoncées par les habitants ou les visiteurs des sites. En l'absence de cadre organisationnel formel, ils ont été quelquefois amenés à intervenir dans l'urgence, développant de fait une démarche propre s'appuyant essentiellement sur leurs ressources et leur matériel.

Comme la multiplicité des situations (site, espèce exotique envahissante, besoin de gestion) à traiter nous semble éliminer tout recours à une recette généralisable, même pour une espèce donnée, cette démarche locale n'est pas directement transposable à d'autres sites mais peut rester très efficace à cette échelle de territoire et d'organisation.

Depuis plusieurs années, en particulier avec les travaux des groupes infranationaux, se sont développées des réflexions plus larges sur la démarche de gestion des espèces exotiques envahissantes, à des échelles territoriales et administratives plus vastes (voir chapitre 3), tentant de répondre à la fois à la gestion concrète, à l'instar des gestionnaires locaux, et aux modes d'organisation plus globaux de la gestion. Ont été en particulier abordées les questions de prévention et les nécessités de coordination entre la recherche et la gestion.

La mise en place de la Stratégie nationale sur la biodiversité depuis 2010, le vote très récent par le Parlement européen du règlement sur la gestion des espèces exotiques envahissantes et sa mise en œuvre au niveau national apportent ou vont apporter une dynamique supplémentaire à cette démarche globale.

Ces deux démarches, l'une très pragmatique (la « locale »), l'autre plus cognitive (la « générale »), ne sont pas exclusives l'une de l'autre :

- la pratique permet fréquemment d'alimenter la réflexion et, inversement, la réflexion peut permettre de fournir à toutes les parties concernées des cadres généraux de positionnement ;
- la pratique s'inscrit dans la réflexion mais y reste clairement délimitée ;
- la pratique est l'ultime phase de la démarche…

Le tableau 7 présente une « répartition des rôles » entre ces deux démarches en précisant quelles sont leurs positionnements respectifs pour chaque partie du processus en tant que responsable ou que contributeur ;

Tableau 7 *Répartition des rôles entre la démarche générale et la démarche locale.*

	Démarche générale	Démarche locale
Connaître	R - Synthèse	C - Contribution
Prévenir	R - Organisation/Coordination	C - Information
Surveiller	R - Coordination	R - Mise en œuvre
Intervenir	C - Appui	R - Mise en œuvre

R: responsable
C : contributeur

Une démarche « locale »

Liées à l'insuffisance des connaissances disponibles et des analyses préalables de la situation à traiter, les démarches locales ont rencontré diverses difficultés pratiques qui se sont amenuisées au fil des années, au fur et à mesure des apprentissages des gestionnaires. Il paraît toutefois utile de rappeler une procédure générale applicable à la gestion locale des espèces exotiques envahissantes (Dutartre, 2002), s'articulant autour de trois aspects :

■ Définir :

■ les caractéristiques du site concerné : types de milieux, superficie, profondeur des eaux, régimes hydrologiques, niveaux, connexité avec d'autres milieux, types de berge, nature des ripisylves, peuplements animaux et végétaux, etc. ;
■ les usages et les usagers : bilan complet des usages du site (caractéristiques des usages, besoins en termes de consommation de ressources naturelles, etc.) ;
■ le cadre règlementaire en application sur le site concerné ;
■ les nuisances et leurs causes : bilan des gênes exprimées ;
■ les espèces exotiques envahissantes responsables des nuisances : détermination précise, répartition dans le milieu, synthèse des connaissances disponibles sur leur biologie et leur écologie, etc. ;
■ les enjeux et les objectifs de la gestion (encadré 20).

■ Choisir :

■ une ou des techniques d'intervention, en intégrant les incidences secondaires des techniques et le devenir des organismes extraits du site. Des interventions « composites » recourant à plusieurs techniques complémentaires sont envisageables dans certains cas une programmation très précise du déroulement des travaux sera alors nécessaire ;
■ un programme d'intervention (organisation, financement, etc.) en se plaçant dès le départ dans le contexte d'un entretien régulier, un programme pluriannuel facilitera la réalisation des travaux.

■ Évaluer :

■ l'efficacité de l'intervention : durée, satisfaction des usagers, etc. ;
■ les impacts écologiques des interventions.

Faut-il intervenir ?

Après la définition de la problématique et l'analyse du contexte d'intervention, une décision doit être prise : est-il nécessaire d'intervenir ? Cette question doit obligatoirement être posée afin que l'intervention éventuelle découle d'une réflexion préalable argumentée et ne soit pas la conséquence du seul désir d'action : une décision de non-intervention est une décision de gestion.

Il peut arriver que les nuisances dénoncées par les usagers soient largement surestimées : les analyses préalables peuvent alors permettre d'analyser la situation de façon plus objective et plus cohérente et de conclure éventuellement à l'absence de nécessité d'une intervention immédiate. Cette décision de non-intervention doit évidemment être expliquée aux usagers et ne préjuge pas du tout du futur. En effet, telle situation jugée à un moment comme ne nécessitant pas d'opération de gestion peut évoluer rapidement vers un stade qui la rendra indispensable, aussi un suivi léger du site est-il utile pour réagir à une telle évolution dans un laps de temps permettant de mettre en place une gestion adaptée. Les connaissances acquises sur le milieu et les espèces peuvent permettre d'estimer les processus évolutifs en cause et d'émettre des hypothèses sur les besoins ultérieurs de gestion. À un moment donné, le manque de moyens techniques ou d'outils adaptés au contexte peut également induire une impossibilité temporaire d'une intervention efficace, préférable à des travaux inadaptés, sources potentielles de difficultés supplémentaires.

Par ailleurs, des interventions peuvent ne pas être renouvelées si leur efficacité n'est pas démontrée ou si elles créent des dommages secondaires suffisamment importants pour perturber durablement les sites traités. Une évaluation des enjeux reste à chaque fois nécessaire.

Sur ce point, des impératifs de politiques locales peuvent venir s'imposer et amener à des interventions que d'autres partenaires de la gestion que les gestionnaires eux-mêmes pourraient juger inutiles, voire même dommageables, mais ces éventuels excès ne peuvent être réduits que par le dialogue permanent nécessaire entre tous les partenaires.

Une démarche « générale »

Incluant de fait la démarche locale, plusieurs étapes clé d'une démarche générale applicable à différentes échelles territoriales et organisationnelles (site, département, région, bassin versant, etc.) peuvent être définies. Elles trouvent écho dans les principes évoqués dans ce chapitre (connaître, prévenir, surveiller et intervenir) et visent à préciser aux gestionnaires les éléments pratiques de chacune des étapes de mise en œuvre de la démarche générale.

Largement adapté de Soubeyran (2010), le tableau 8 (page suivante) présente, en fonction des étapes théoriques d'une démarche générale de gestion, les « rôles » respectifs que peuvent jouer les parties prenantes entre cette démarche « supra gestionnaire » et la démarche locale. Il tente également de lister les interactions entre ces deux modes d'analyse des situations à gérer.

Il ne s'agit ni de définir des rôles spécifiques, ni de réglementer les relations entre les différentes parties prenantes, mais bien de tenter de décrire la manière dont pourraient s'organiser ces relations.

Ce tableau est de toute manière incomplet : comment espérer résumer la multiplicité des situations, des parties prenantes et des interrelations humaines, institutionnelles et interpersonnelles ?

Tableau 8 *Répartition des rôles entre la démarche générale et la démarche locale.*

	Démarche générale	Démarche locale (le gestionnaire)
Développement d'une stratégie **Proposition d'un cadre coordonné d'organisation pour améliorer la gestion des espèces exotiques envahissantes** **Précision des objectifs de la gestion** **Aide à la mise en œuvre de mesures coordonnées et d'efforts de coopération entre toutes les parties prenantes concernées**	■ Établissement d'un bilan des actions déjà existantes et des échanges d'information ■ Identification des rôles et des responsabilités des parties prenantes concernées ■ Intégration des actions de gestion et de la coordination déjà existantes ■ Mobilisation de l'expertise existante au niveau local ■ Lien avec les stratégies nationales et européennes en cours d'élaboration et plus généralement avec les politiques publiques liées à la gestion de l'eau et de la biodiversité	■ Contribution à l'élaboration de la stratégie : remontée des besoins et informations sur les actions déjà en cours ■ Appropriation de la stratégie et participation à sa mise en œuvre ■ Développement de stratégies locales de gestion propres à un territoire
Information et sensibilisation du public	■ Élaboration de stratégies de communication, création et mise à disposition d'outils ■ Information et sensibilisation des financeurs et décideurs ■ Définition des actions prioritaires de communication et de sensibilisation du grand public ■ Programme de formation	■ Information et sensibilisation des élus locaux, propriétaires, usagers des milieux ■ Actions de sensibilisation auprès du grand public ■ Remontée des besoins de communication
Prévention des introductions et diffusions d'espèces exotiques	■ Contribution au développement d'une réglementation adaptée à l'échelle territoriale et nationale ■ Identification des secteurs à impliquer ■ Proposition de guides de bonnes pratiques ■ Élaboration de stratégies de communication ■ Journées d'échanges techniques, colloques, séminaires ■ Formation à l'identification des espèces	■ Participation à l'élaboration et à la mise en œuvre de bonnes pratiques ■ Appui à l'identification des difficultés réglementaires ■ Actions de sensibilisation auprès du grand public ■ Formation à l'identification des espèces
Inventaires, suivis et surveillance	■ Mobilisation des experts et connaissances ■ Proposition et élaboration de protocoles de suivi et d'inventaires ■ Centralisation de l'information et mise à disposition (base de données, SIG) ■ Veille sur les innovations techniques et scientifiques pour de nouvelles options de suivi ■ Formations SIG	■ Participation à l'élaboration des protocoles ■ Réalisation d'inventaires, contribution à la collecte des informations sur les espèces ■ Cartographie de la répartition et bases de données locales ■ Tests des méthodes innovantes de suivi et contribution à leur amélioration
Développement de la procédure de détection précoce et de réaction rapide	■ Identification et hiérarchisation des espèces encore non installées ■ Évaluation des risques ■ Identification des principales voies d'entrées ■ Conception de plans d'action et aide à la mobilisation des fonds d'urgence ■ Relais de l'information à l'échelle nationale, sollicitation des experts taxonomiques ■ Animation du réseau de veille et concertation pour la décision de gestion ■ Élaboration et mise à disposition des protocoles de signalement et de centralisation de l'information	■ Veille de terrain ■ Détection de l'espèce sur le terrain et alerte des réseaux locaux ■ Surveillance des territoires et des zones à haut risque d'invasion ■ Participation au réseau de veille ■ Mise en œuvre des interventions rapides
Hiérarchisation des priorités d'action	■ Établissement des priorités de gestion : définition des critères et élaboration de listes	■ Apport des données sur la dynamique des populations ■ Gestion des priorités en fonction des demandes locales et des possibilités financières

Suite tableau 8

Interventions	■ Appui réglementaire ■ Contribution à l'analyse des choix des techniques ■ Aide à la recherche de moyens financiers en fonction de la stratégie proposée	■ Définition des objectifs ■ Choix de la technique de gestion ■ Mise en œuvre ■ Évaluation des actions ■ Voir chapitre 5
Développement des synergies entre recherche et gestion	■ Lien entre chercheurs et gestionnaires : recherche d'un langage et d'objectifs communs ■ Analyses globales des situations à gérer ■ Élaboration de demandes spécifiques de recherches ciblées sur les espèces à gérer dans le territoire considéré et destinées à améliorer leur gestion, notamment sur les aspects de valorisation.	■ Remontée des besoins d'amélioration de la gestion et du suivi des espèces ■ Apport de données de terrain ■ Participation et appui sur le terrain à la mise en place d'expérimentations de recherche
Renforcement de la coopération régionale	■ Participation aux programmes régionaux de suivis et d'intervention, au recueil et à la diffusion d'informations permettant de valoriser les actions engagées ■ Proposition d'harmonisation des protocoles et des méthodes de gestion	■ Développement de contacts « inter gestionnaires » : partage d'informations concrètes sur les interventions et leurs bilans

La construction de toutes ces démarches a besoin de temps pour arriver à définir des objectifs et les moyens de les atteindre. Du temps aussi pour que les différents intervenants puissent échanger suffisamment pour se comprendre, en ayant pleinement conscience que le temps de la réflexion et de l'organisation d'une démarche globale peut être vécu comme du temps perdu par des gestionnaires locaux confrontés à des demandes urgentes d'intervention.

Ce temps de construction n'est pas facilement compressible : les groupes de travail infranationaux qui se sont mis en place depuis le début des années 2000 ont, pour la plupart, mis au moins trois ans pour devenir pleinement opérationnels et l'établissement de relations efficaces entre experts et gestionnaires est confronté à la même lente évolution. C'est pourquoi il nous semble nécessaire que le réseau national destiné, selon les termes du règlement européen, à la surveillance, à la détection précoce et à l'intervention rapide, se mette en place dès que possible pour être rapidement efficace. De même, ce réseau devrait être déployé sur l'ensemble du territoire, y compris dans des régions où la pression actuelle des espèces exotiques envahissantes semble faible ou peu significative, de manière à ne pas se laisser surprendre par de nouvelles invasions ou par des dispersions rapides d'espèces exotiques envahissantes déjà largement présentes dans certaines régions.

Ce réseau présentera un très grand intérêt pour fédérer les analyses et les démarches des différentes parties prenantes de la gestion des espèces exotiques envahissantes. En effet, il est tout à fait évident que dans ce domaine, les temporalités sont très différentes selon les acteurs, avec en particulier des besoins de réactions ou d'actions rapides pour les gestionnaires (il faut agir) et des besoins de compréhension pour les chercheurs (mieux comprendre avant d'agir). Pour que la démarche partagée de gestion se déroule dans des conditions optimales, ces besoins doivent être satisfaits et peuvent, dans un premier temps, rencontrer et des difficultés de résolution directement issues de cet écart de temporalité. Toutefois, comme dans la plupart des cas, les interventions de gestion, correspondant à de la régulation, doivent être répétées au fil du temps, ces difficultés finissent par disparaître. Il n'en reste pas moins que le maintien de ces fonctionnements opérationnels et de ces relations de confiance entre le monde de la gestion et celui de la recherche, nécessite, comme dans tout ensemble de relations humaines, des efforts communs permanents sur des objectifs négociés.

Un autre écart de temporalité source de difficultés peut également naître de la prise de conscience quelquefois très tardive de certains usagers, groupes d'usagers, voire d'élus, découvrant soudainement les enjeux de la gestion des EEE dans lesquels se retrouvent entremêlés leurs propres besoins. Cette « découverte » subite de l'état de la situation et des risques de dommages liés aux EEE les concernant directement peut déclencher de fortes réactions de la part de ces nouveaux interlocuteurs : la situation devient brusquement problématique parce qu'ils sont directement concernés, alors qu'auparavant ils ne l'étaient pas. Ces réactions conservent souvent une part d'irrationalité, quelquefois d'ignorance ou de mauvaise foi, qui rend d'ailleurs plus difficile l'ouverture d'un dialogue avec ces nouvelles parties prenantes de la gestion.

Cette « découverte retardée » se produit assez régulièrement dans des cas où sont seulement diffusées des informations sur une situation pouvant nécessiter à l'avenir des interventions de gestion d'EEE mais aussi, à l'extrême, alors même que de telles interventions sont déjà régulièrement organisées sur le territoire concerné. Dans tous les cas, il est possible d'y voir la conséquence d'une insuffisance de communication ou de sensibilisation en direction de ces parties prenantes.

Toutefois les efforts réguliers développés dans ces domaines depuis plusieurs années par la plupart des gestionnaires sont parfois insuffisants. Par exemple il y a quelques années, comment expliquer la demande urgente d'une commune pour acheter du matériel de récolte de plantes aquatiques, justifiée par le fait que les conditions climatiques particulières de l'année en cours (il s'agissait de 2003) expliquaient l'arrivée massive d'une nouvelle plante invasive dans son plan d'eau, alors même que plusieurs rapports successifs dont cette commune avait été destinatrice, signalaient depuis plusieurs années la progression de l'espèce en question et la nécessité croissante de la réguler ? De même, lors du séminaire de juillet 2013 organisé en Brière (figures 51a et b) avec la participation du Parc naturel régional dans le cadre d'une analyse en cours sur la gestion des jussies sur ce territoire[8], certains agriculteurs, sensibilisés depuis peu à la problématique des jussies terrestres

Figure 51

a, b © A. Dutartre, Irstea

Le séminaire organisé en 2013 sur la gestion de la jussie en Brière a permis de faire se rencontrer chercheurs, gestionnaires et grand public.

Visite collégiale de terrain en Brière pour observation de la colonisation de prairies par des jussies terrestres.

8- http://www.gt-ibma.eu/activites-du-gt-ibma/analyse-des-aspects-de-la-gestion-sur-un-site-pilote-application-a-la-gestion-des-jussies-par-le-parc-naturel-regional-de-briere/

en prairies humides, reprochaient leur inaction aux intervenants du PNR, d'Agrocampus Ouest et d'Irstea (et plus généralement aux « pouvoirs publics ») négligeant ainsi l'historique partagé entre ces organismes sur les jussies en matière de recherche et de gestion concrète, dépassant une décennie sur ce territoire.

Cette « inertie sociale » n'est hélas pas l'apanage de certains usagers ou groupes d'usagers. Elle se décline à toutes les échelles, quelquefois jusqu'à l'État. Elle reste une des difficultés majeures rencontrées par le partenariat « gestion/recherche » dans le domaine, aussi est-il sans doute nécessaire d'améliorer encore la pertinence et l'intensité des efforts de communication et de sensibilisation vers tous les publics concernés pour tenter de vaincre cette inertie ou, à défaut, la faire notablement régresser.

Techniques de gestion des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques : comment intervenir ?

5

Ce chapitre a été rédigé par :
Alain Dutartre (Expert indépendant, ex-Irstea)
Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)

Le sous-chapitre « Vers une valorisation organique des déchets de plantes invasives » a été rédigé par Hélène Gervais et Dorine Vial (Conservatoire d'espaces naturels de la région Centre)

Avec la contribution de :
Jean-Patrice Damien (Parc naturel régional de Brière)
Nicolas Pipet (Institution interdépartementale du bassin de la Sèvre Niortaise)
Nicolas Poulet (Onema)
Jean-Philippe Reygrobellet (Syndicat mixte d'aménagement et de gestion équilibrée des Gardons)
Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN)

136 ■ Définition de la problématique d'intervention
150 ■ Panorama des techniques de gestion
151 ■ Panorama des techniques de gestion des espèces végétales
177 ■ Panorama des techniques de gestion des espèces animales
185 ■ Contrôle biologique des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques
193 ■ La gestion des déchets issus d'interventions de gestion des espèces exotiques envahissantes
200 ■ Évaluations des interventions de gestion
205 ■ Perspectives pour améliorer la gestion des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques

Définition de la problématique d'intervention

Capitaliser les connaissances

Il s'agit ici de déboucher sur l'intervention proprement dite, à l'échelle locale, en intégrant les éléments concrets disponibles ou accessibles sur la situation à gérer, de manière à pouvoir réaliser des choix techniques cohérents. En proposant de rassembler les informations sur le site, les besoins humains et les espèces exotiques envahissantes à gérer, la démarche locale de gestion déjà présentée (chapitre 4) devrait permettre de faciliter ces choix.

■ Connaître les milieux et les usages

Caractéristiques du site

Dans l'idéal, il s'agirait de rassembler dans cette phase de la démarche toutes les informations disponibles sur le ou les milieux concernés par les interventions, telles que :

- caractéristiques dimensionnelles, superficies, profondeur ou gamme de profondeurs des eaux, marnages ou variations de niveaux ;
- caractéristiques hydrologiques (crues, étiages), aménagements hydrauliques et régulation des niveaux des eaux ;
- connexité avec d'autres milieux aquatiques ;
- peuplements végétaux et animaux ;
- types de berges et ripisylves ;
- accessibilité au site ;
- matériels disponibles ou nécessaires ;
- réglementation applicable aux sites et aux interventions envisageables.

Ces informations sont généralement faciles à recueillir mais elles ne sont pas nécessairement sous une forme directement adaptée aux besoins d'analyse préalable de la mise en place d'une intervention. Dans divers cas elles sont déjà plus ou moins compilées dans des documents préexistants dont il faudra toutefois s'assurer de la validité.

Les usages et les usagers

La meilleure définition possible des usages du site ou du territoire à gérer est un élément important de la démarche. Ces usages peuvent être quantitatifs (production d'énergie, irrigation, soutien d'étiage, écrêtement des crues, etc.) ou qualitatifs (eau potable, baignade, loisirs dont pêche et chasse, etc.). Ils peuvent s'exercer sur le milieu lui-même ou sur son bassin versant et, dans ce second cas, engendrer des contraintes de fonctionnement sur le milieu lui-même (Dutartre, 2002).

Le bilan des usages sur le site permet de préciser leur nature mais aussi leur imbrication géographique ou temporelle, leur hiérarchie d'intensité, voire leur niveau de compatibilité. En effet, des usages multiples s'exercent souvent sur un même milieu (figure 52) sans que les questions de partages des ressources disponibles ou des impacts de certaines activités sur d'autres soient toujours correctement évaluées.

Figure 52

© A.Dutartre, Irstea

Des herbiers très denses d'espèces amphibies comme les jussies peuvent empêcher les déplacements des embarcations sur les plans d'eau.

Depuis de nombreuses années, pour des raisons de sécurité, certains de ces usages ont vu leur pratique encadrée par des zonages (lignes de bouées en plans d'eau, par exemple) ou d'autres contraintes, de manière à réduire ou annuler les risques d'accident : zone de baignade séparée des activités nautiques motorisées, interdiction de navigation, etc. (figure 53). Mais cet encadrement, uniquement destiné à assurer la sécurité des usagers, prend seulement en compte les caractéristiques physiques du milieu (profondeur, etc.), et éventuellement les éléments fonciers des rives, sans nécessairement se référer à ses implications vis-à-vis de la gestion des milieux.

Figure 53

© A.Dutartre, Irstea

Ces herbiers de Myriophylle du Brésil empêchent tout accès à certaines parties du plan d'eau, déjà interdites à la navigation. (Étang Léon, Landes).

Dans d'autres cas, des incompatibilités semblent évidentes entre certains des usages d'un même milieu, comme par exemple la présence d'une plante immergée très gênante pour la pratique des sports nautiques par ses herbiers denses proches de la surface mais présentant des intérêts halieutiques indéniables : doit-on nécessairement tenter de faire disparaître ou de la réguler au seul bénéfice des sport nautiques ? À la fin des années 1980, la colonisation très rapide de l'Étang Blanc (Landes) par le Grand Lagarosiphon, occupant en herbiers très denses (environ 100 ha des 180 hectares du plan d'eau), a suscité des réactions négatives de tous les usagers de l'étang, dont les pêcheurs (figure 54, page suivante). Quelques années plus tard, les réactions des pêcheurs s'étaient faites plus mesurées et il s'est avéré que cette colonisation végétale avait permis le développement d'une importante population de perches communes (*Perca fluviatilis*) grâce au rôle d'abri pour les alevins que peuvent jouer des herbiers de ce type. Depuis cette époque, une gestion régulière de cette plante est poursuivie annuellement sur une partie des herbiers pour assurer la pratique des sports nautiques (voir expérience de gestion vol. 2, page 23) et le plan d'eau est toujours fréquenté par de nombreux pêcheurs. D'autres réactions similaires de groupes de pêcheurs confrontés à des colonisations de même nature ont été notées.

Figure 54

© A.Dutartre, Irstea

Colonisation de l'Étang Blanc (Landes) par le Grand Lagarosiphon (zone foncée sur la photo).

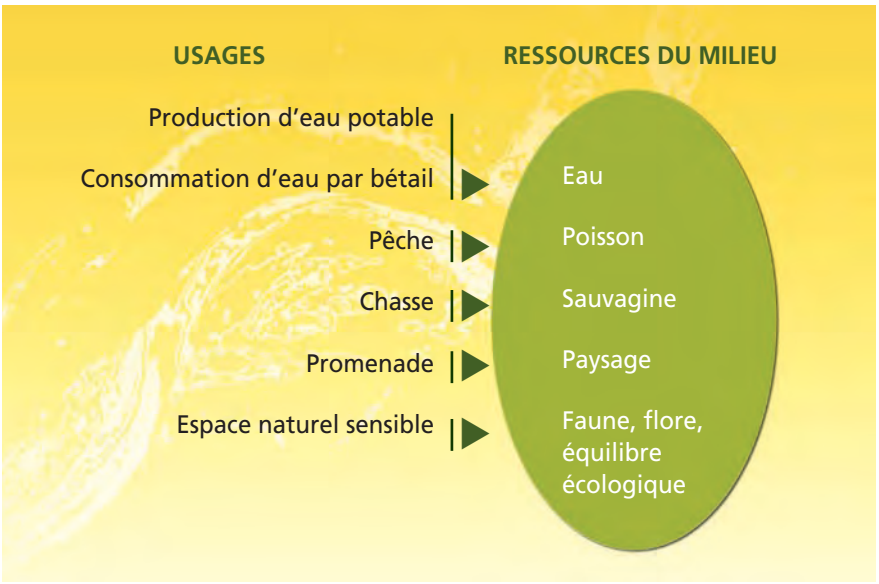
Les groupes d'usagers souvent organisés en associations tentent fréquemment de maximiser l'importance de l'usage qui les réunit, éventuellement en négligeant les impacts de cet usage sur le milieu. Cette activité de lobbying s'appuie également de plus en plus régulièrement sur les impacts positifs que peut générer une activité touristique croissante. Souvent dépourvues d'analyse préalable des enjeux et des risques de leur développement, ces demandes ou défenses d'activités diverses devraient nécessairement être confrontées aux évaluations des impacts qu'elles peuvent engendrer sur le milieu. Il serait également souhaitable que leur compatibilité avec le milieu lui-même soit examinée : par exemple, si un grand plan d'eau peut abriter sans risque pour les usagers un nombre important d'activités, il ne peut en être de même pour un plan d'eau de quelques hectares…

De même, l'installation de certains usages dans des milieux qui ne s'y prêtent pas peut rapidement conduire les gestionnaires à des interventions non prévues mais rendues obligatoires par le choix d'activité. Par exemple, créer une baignade dans un plan d'eau ou dans un bassin en dérivation sur un cours d'eau où peuvent se produire des développements d'algues ou de macrophytes directement liées à l'importance des teneurs en nutriments des eaux peut se révéler très coûteux en matière d'entretien de l'installation. Dans certains cas une analyse économique des interventions nécessaires de gestion pourrait même amener à envisager comme alternative viable la construction d'une piscine, moins « naturelle » sans doute mais dont la maintenance est plus facile à programmer, à évaluer financièrement et à mettre en œuvre.

Ces usages consomment, au sens large du terme, certaines des ressources du milieu (voir la figure 55 pour un exemple des usages développés sur un plan d'eau et les ressources concernées). Dans cette activité de consommation, la disponibilité, l'évolution et le renouvellement de ces ressources sont encore trop souvent non évalués, ce qui peut conduire à des écarts importants entre les demandes des usagers et les capacités à moyen et à long terme des milieux, et donc à des insatisfactions.

Ce bilan pourrait donc déboucher sur une hiérarchisation plus précise de ces usages (celui qui est jugé primordial, ceux qui restent secondaires) et faciliter les choix ultérieurs d'intervention.

Figure 55



Usages et ressources : exemple de la retenue de Pen Mur, commune de Muzillac, Morbihan. D'après Dutartre et al.*, 1997.*

Évaluer les nuisances et les dommages

■ Les nuisances et leurs causes : bilan des gênes exprimées

Un autre élément de cette démarche préalable est la définition des nuisances ressenties par les usagers et/ou les gestionnaires. Appréciation subjective d'une gêne à un ou plusieurs usages par l'évolution d'un ou plusieurs paramètres du milieu, une nuisance se définit par rapport à cet (ou ces) usage(s). Le développement de plantes aquatiques sur de grandes superficies ou à des endroits utilisés par certains usages humains, ou encore les fientes trop nombreuses d'oiseaux dans les plans d'eau et sur les pelouses des parcs, dès lors qu'ils gênent les usages, deviennent des nuisances.

Une nuisance se définit donc par rapport à un ou plusieurs usages et l'analyse de la situation doit être affinée pour tenter de réduire la subjectivité inhérente à la plupart des définitions des nuisances et de développer l'objectivité nécessaire à la mise en place d'une intervention adaptée. Cette analyse doit tenir compte des usages et des objectifs de gestion du milieu en respectant la cohérence de fonctionnement de ce milieu (Dutartre, 2002).

Les nuisances diffèrent donc des dommages causés par les espèces exotiques envahissantes, qui concerneront plutôt les impacts générés par ces espèces (chapitre 1). La compétition avec les communautés autochtones, la banalisation des paysages, la régression locale de la biodiversité ou encore la prédation pour la faune invasive sont les dommages les plus souvent observés à l'échelle d'un site ou d'un territoire.

■ Une évaluation nécessaire des dommages

Dans l'idéal, un bilan de ces dommages devrait également être réalisé avant toute intervention de gestion, mais la tâche est pour le moins complexe (encadré 21 page suivante). En effet, les données sur les éventuels dommages créés par les espèces invasives sont très souvent non disponibles sur le site ou le territoire concerné. Par ailleurs, la mise en place d'évaluations ou d'analyses des dommages causés par les EEE n'est souvent pas prévue par les gestionnaires et très peu d'études ont jusqu'alors été financées pour quantifier ces dommages.

Les données historiques sur les répartitions d'espèces et le fonctionnement des écosystèmes sont nécessaires pour mettre en évidence les mécanismes et processus mis en cause dans la colonisation et l'extension des populations et les nuisances induites. Pour des études comparatives, des sites témoins non perturbés ne sont pas toujours disponibles et, enfin, des protocoles pertinents pour mettre en évidence puis quantifier les dommages de façon indubitable restent encore à mettre en place (Haury *et al*., 2010).

Un point de vue historique : d'une fiche d'aide au diagnostic jusqu'aux guides de gestion ?

Les améliorations permanentes des connaissances sur les espèces et les techniques de gestion, de la formation des gestionnaires, de la diffusion des informations, etc., permettent de proposer actuellement des informations sous des formes validées, facilement échangeables grâce au réseau Internet. Il s'agit d'une évolution relativement récente, rendue possible par l'essor constant des technologies de l'information et de la communication. Sans ces outils, il n'en était pas de même voici encore trois décennies.

Les premiers développements de plantes aquatiques, indigènes ou exotiques, perçus comme suffisamment importants pour déclencher des réactions d'usagers et de gestionnaires datent, à notre connaissance, des années 1970. Comme aucun réseau de communication organisé n'existait à cette époque, ces demandes étaient adressées dans un premier temps à divers interlocuteurs institutionnels comme les Directions départementales de l'agriculture ou les agences de l'eau. Ces institutions, ne pouvant répondre à ces demandes faute de connaissances et de personnes ressources sur les questions posées, transmettaient alors ces demandes à des organismes qui semblaient être à même de satisfaire les demandes comme l'Inra ou le Cemagref, dans lesquels des équipes travaillaient sur les milieux aquatiques, comme à Thonon-les Bains pour l'Inra, ou à Lyon et Bordeaux pour le Cemagref.

Ces demandes, peu nombreuses dans un premier temps, expliquent qu'une expertise conjointe Inra/Cemagref ait pu être réalisée sur un plan d'eau de Charente-Maritime (Dutartre *et al*., 1981). Elles se sont multipliées dans les années 1980, émanant de services départementaux, de gestionnaires voire de propriétaires privés. La plupart étaient posées de manière simple, voire simpliste, puisque la difficulté rencontrée semblait simple : trop de plantes aquatiques ! Elles pourraient d'ailleurs se résumer sous la forme synthétique suivante : « J'ai une plante qui me pose un problème, indiquez-moi un herbicide pour m'en débarrasser ». Divers herbicides étaient alors homologués en milieux aquatiques et ils étaient considérés comme des moyens efficaces, peu coûteux et sans dommages environnementaux significatifs. Toutefois, il est très vite apparu qu'aucune réponse cohérente, organisée, limitant les risques d'inefficacité et de dommages environnementaux, ne pouvait être produite sans informations complémentaires sur la situation rencontrée par le demandeur.

À la même époque, un groupe « Plantes aquatiques », créé sous l'égide du Comité de lutte contre les mauvaises herbes (COLUMA), devenu ensuite l'Association nationale de protection des plantes (maintenant Association française de protection des plantes, AFPP), s'est régulièrement réuni de 1978 à 1994. Le groupe a réalisé plus de 35 communications portant sur la biologie, l'écologie et la gestion des plantes aquatiques, soit lors de réunions internes, soit à l'occasion de deux sessions « Plantes aquatiques » tenues lors de deux conférences du COLUMA en 1990 et 1992 (Dutartre, 1994). Il a surtout permis de réactualiser un ouvrage comportant des fiches d'identification des principales plantes aquatiques, une clé de détermination et des informations sur les méthodes de gestion des plantes (Montégut, 1987). Il a également mis collectivement au point une fiche dite « d'aide au diagnostic » pour rassembler, sous une forme partiellement codifiée, les informations souhaitables pour faciliter l'élaboration de propositions de gestion et répondre de manière plus cohérente aux demandes. Les informations à compléter dans la fiche comportaient des caractéristiques dimensionnelles et les usages du milieu concerné, le type de plantes jugées responsables des nuisances et les éventuelles interventions déjà réalisées contre elles.

Cette fiche était envoyée au demandeur pour la renseigner autant que possible et utilisée ensuite comme base pour des conseils de gestion, soit donnés à distance ou utilisés comme amorce d'échanges plus complets sur les difficultés de gestion des plantes aquatiques. À l'usage nous avons pu constater que l'envoi de cette fiche

comme élément de procédure préalable à tout conseil avait aussi l'intérêt de réguler les demandes puisqu'un taux de retour d'environ 50 % a été assez rapidement constaté, permettant de relativiser le caractère souvent très dramatisé de nombre des demandes reçues…

L'analyse d'une cinquantaine de ces fiches et d'autant de réponses à une enquête lancée par le groupe en 1988 (Dutartre, 1992) nous avait confirmé qu'une partie des difficultés rencontrées provenait de la méconnaissance des fonctionnements écologiques des milieux. D'autres nuisances étaient des conséquences directes du désir des gestionnaires de développer une gestion multi-usages, en négligeant la capacité des milieux concernés à satisfaire ce désir. Parmi les lacunes importantes figurait également la méconnaissance de la taxonomie des espèces concernées, pouvant conduire à des erreurs notables en matière de gestion dès lors que l'espèce responsable des nuisances était mal identifiée.

Accompagnée d'une fiche synthétique sur la démarche théorique de gestion à mettre en œuvre (un très court *vade-mecum*) puis ultérieurement de copies numériques d'articles sur les plantes et leur gestion, cette fiche a été régulièrement utilisée depuis. Elle a permis, dans de nombreux cas, de créer un échange plus concret et plus fonctionnel que le seul envoi de documents à consulter et de contribuer ainsi à la construction progressive du réseau actuel sur les questions de gestion de plantes aquatiques, même si, dans un premier temps, les demandes concernaient aussi bien des espèces indigènes que des exotiques, ce qui est beaucoup moins le cas actuellement.

Bien que maintenant très datée et moins directement utile grâce aux très nombreuses informations disponibles sur Internet, cette fiche reste éventuellement utilisable lors de demandes émanant d'interlocuteurs encore peu informés sur le sujet. Elle conserve en effet ce rôle d'amorce d'échanges qui peut permettre d'améliorer les conseils à transmettre et de faire prendre conscience au demandeur que s'il est en droit de poser des questions simples, un début de réponse ne pourra être apporté qu'à la suite d'informations de natures diverses sur le milieu, l'espèce et les usages humains.

Cette fiche, qui devra être améliorée et mise à jour, est disponible sur le site de GT IBMA (www.gt-ibma.eu) avec d'autres outils d'appui à la gestion (fiches de suivi de chantier, protocoles de suivi, etc.).

■ Les difficultés de ces évaluations

Si on peut estimer en première approximation que les nuisances sont plutôt de nature qualitative (« *je ne suis pas satisfait* ») et les dommages de nature quantitative, ce n'est pas aussi simple. En effet l'impact du développement d'une espèce sur un usage donné peut très rapidement être quantifié, dès lors que ce développement interfère avec certaines activités économiques comme les activités touristiques : quelles pourraient être, par exemple, les pertes économiques de la batellerie dans le Marais Poitevin si les développements de jussies n'étaient pas régulés (Pipet et Dutartre, 2014) ?

D'un autre côté, quantifier les dommages à la nature occasionnés par les espèces exotiques envahissantes n'est pas non plus si simple. Des évaluations de coûts de ces dommages, généralement à des échelles nationales ou internationales ont été réalisées depuis une dizaine d'années. Parmi les plus connues figurent celles de Pimentel : il a évalué les pertes économiques et environnementales à environ 5,7 milliards de dollars par an pour le bassin des Grands Lacs nord-américains (Pimentel, 2005) et, à l'échelle des États-Unis, à un montant annuel total de pertes de 120 milliards (Pimentel *et al*., 2005).

Pour l'Europe, les travaux de Kettunen *et al*. (2009) sont régulièrement utilisés comme référence d'évaluation des coûts annuels des dommages causés par les espèces exotiques envahissantes et des mesures de gestion nécessaires. Le montant total souvent cité dans les documents européens sur ce sujet est 12,5 milliards d'euros.

En fait, Kettunen et ses collègues précisent que ce total correspond aux coûts « documentés » et que le coût probable, sur la base de certaines extrapolation des coûts, pourrait dépasser 20 milliards d'euros (*According to existing data the total costs of IAS in Europe are estimated to be at least 12.5 billion EUR per year (according to documented costs) and probably over 20 billion EUR (based on some extrapolation of costs) per year*).

Cette difficulté pour obtenir des chiffres relativement précis ne se réduit pas nécessairement avec la diminution de superficie de territoire sur laquelle porte l'analyse. En effet, les dépenses des interventions de gestion sont, en théorie, relativement faciles à comptabiliser puisque faisant dans de très nombreux cas l'objet de financements publics. Toutefois les participations de bénévoles à diverses opérations en lien avec la gestion, telles que la surveillance des milieux, les réseaux d'alerte, voire les réalisations d'intervention, ne sont pas souvent incluses dans les évaluations des « dépenses sociales » de la gestion des EEE : même si on peut estimer que ces participations restent peu significatives, elles devraient faire partie de cette comptabilité pour qu'elle soit plus proche de la réalité et améliore la description générale de la gestion des EEE.

En ce qui concerne les coûts des dommages, une part peut être évaluée directement par les pertes économiques directes induites par les espèces exotiques envahissantes sur certaines activités humaines du territoire concerné. En revanche, les dommages à la biodiversité, portant à la fois sur les espèces, les communautés vivantes, les habitats, voire les fonctionnalités écologiques des milieux, ne sont pas effectivement comptabilisés et ne participent donc pas à cette évaluation.

C'est pourquoi des réflexions et des travaux sont engagés depuis plusieurs années sur l'évaluation des services écosystémiques des milieux afin de compléter le bilan des impacts des EEE (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). La définition généralement admise considère que ces services dits « écosystémiques » sont « *les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes sans avoir à agir pour les obtenir* ». Il s'agit donc de préciser des valeurs de référence à accorder aux écosystèmes pour pouvoir inclure la réduction de ces valeurs causées, par exemple par les EEE, dans les analyses économiques globales. Ces analyses portent généralement sur de grands types d'écosystèmes tels que les « écosystèmes forestiers », les « écosystèmes montagnards » ou les « écosystèmes marins et côtiers ». Des travaux toujours en cours par l'UICN France ont déjà permis de produire différents documents sur le sujet (voir http://www.uicn.fr/-Outils-et-documents-.html). Un rapport sur les écosystèmes d'eaux douces continentales a été réalisé dans ce cadre (UICN France, 2014).

En 2010, suite au Grenelle de l'environnement, un rapport sur l'évaluation économique des services rendus par les zones humides (Aoubid et Gaubert, 2010) présentait des données sur ces milieux, incluant plaines alluviales, marais, tourbières, estuaires, lacs artificiels, étangs et zones littorales. Comme le Grenelle de l'environnement prévoyait l'acquisition à des fins de conservation de 20 000 hectares de zones humides par le Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres et les agences de l'eau d'ici 2015, cette évaluation a été faite à cette échelle. Ce rapport s'est appuyé sur la prise en compte d'un grand nombre de services directs ou indirects rendus par ces écosystèmes. Les évaluations économiques qui en sont issues montrent que la disparition de ces 20 000 hectares de zones humides, et donc les pertes de fonctions et des bénéfices liés, correspondrait sur une période de 50 ans, à des coûts variant entre 405 et 1 400 millions d'euros. La comparaison avec les montants du coût d'acquisition et d'entretien de ces mêmes zones humides, soit 200 à 300 millions d'euros sur la même période, met en évidence l'intérêt qu'il y aurait à les acquérir afin de les préserver.

Un programme d'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE) est en cours depuis 2013 sous l'égide du ministère en charge de l'écologie (http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-evaluation-francaise-des.html). Son objectif est de mettre en place un réseau pluridisciplinaire de chercheurs travaillant sur les services écosystémiques. Enfin, le Commissariat général au développement durable (CGDD) du même ministère a lancé courant 2014 une enquête intitulée *Les espèces exotiques envahissantes, quel coût pour la France* dont la publication devrait intervenir en 2015.

Cette approche des services écosystémiques n'est donc pas encore utilisable dans les évaluations des dommages créés par les EEE dans les milieux aquatiques. Toutefois, les informations en matière de coûts et d'impacts mesurables, recueillies par les gestionnaires et les chercheurs sur les interventions effectivement réalisées, sont de plus en plus organisées et diffusées et viendront alimenter les bases de données disponibles pour conforter cette approche.

Enfin, si les évaluations disponibles dans quelques cas permettent de justifier certaines interventions et d'obtenir les financements nécessaires, dans de nombreux cas les gestionnaires restent très démunis pour produire des informations appuyant cette recherche de justifications économiques. À une échelle locale, les nuisances ou dommages ne peuvent commencer à être évalués que lorsqu'ils deviennent « perceptibles », c'est-à-dire lorsque les réactions des usagers ou les observations faites sur les impacts des EEE sur le territoire du gestionnaire deviennent suffisamment notables pour déclencher une réaction. Le contexte de prévention qui se mettra en place par l'application du règlement européen devra participer à l'amélioration des connaissances sur les EEE et pourra faciliter l'évaluation des dommages qu'elles sont susceptibles d'engendrer.

Mieux connaître les espèces exotiques envahissantes responsables des nuisances ou des dommages

Bien qu'indispensables dans l'identification précise de la problématique de gestion, les aspects de détermination des espèces (taxonomie) sont encore parfois négligés. Un des intérêts primordiaux de la détermination des espèces jugées responsables des nuisances est de permettre l'accès aux connaissances spécifiques disponibles sur leur biologie, écologie et les modes envisageables de régulation de leurs populations.

Ainsi, telle espèce présentera de fortes capacités de bouturage (c'est par exemple le cas des jussies ou des Hydrocharitacées), une autre colonisera préférentiellement des biotopes abrités par le vent (l'Azolle fausse-fougère, par exemple), le dépôt de plantes extraites dans des milieux trop proches des eaux pourra être cause d'une nouvelle contamination, etc. Pour la faune, telle espèce sera porteuse saine de maladies mortelles pour les espèces autochtones (les écrevisses et les amphibiens invasifs sont bien connus sur ce point), telle espèce animale sera nocturne, ou encore le tir de certaines espèces animales ne fera que disperser leurs populations.

La meilleure connaissance possible de la répartition géographique des espèces est également nécessaire avant toute opération de gestion. Un des enjeux des interventions sera en effet de tenter de contenir la dispersion des populations présentes. L'identification des secteurs déjà colonisés, des fronts de colonisation et la surveillance des zones adjacentes (à l'échelle d'un bassin versant par exemple) permettent de définir les zones d'interventions prioritaires en fonction des objectifs du gestionnaire. Cette identification géographique peut être complétée par une évaluation du potentiel de dispersion de l'espèce et des biotopes favorables proches permettant d'affiner la stratégie de surveillance du territoire concerné. Divers outils cartographiques existent déjà et d'autres sont en cours de développement par les gestionnaires ou divers groupes de travail sur les EEE (chapitre 6) : ils peuvent faciliter les choix de hiérarchisation des interventions.

Enfin, dans un certain nombre de situations, des interventions ont déjà été réalisées, souvent sans toute la sécurité nécessaire et l'analyse préalable permettant de réduire les aléas de mise en œuvre. Les informations sur leur historique et les résultats obtenus font également partie des informations utiles (Haury *et al*., 2010).

Évaluer les enjeux écologiques des interventions de gestion

Pour la plupart, les interventions de gestion présentent elles-mêmes des impacts sur les écosystèmes dans lesquels elles sont réalisées, soit de manière spécifique sur certaines espèces ou communautés vivantes (flore et faune) non visées, soit de manière plus globale sur le fonctionnement des habitats. Dans la mesure où ces interventions peuvent concerner de vastes territoires et compte tenu des besoins maintenant très bien perçus de protection de la biodiversité, il semble donc nécessaire que ces conséquences de la gestion soient mieux évaluées.

Il ne s'agit pas de réduire a priori les possibilités d'intervention par une application systématique du principe de précaution mais bien de prendre des décisions de gestion si possible en toute connaissance de cause, en tentant d'établir un bilan prévisionnel « dommages des EEE/impacts de leur gestion ». Ce bilan devrait évidemment s'appuyer sur les connaissances disponibles sur la biologie et l'écologie des espèces à gérer, et sur les impacts déjà connus des modalités d'interventions possibles de gestion de ces espèces sur les

communautés vivantes non visées et les milieux concernés. Les informations déjà acquises dans d'autres situations sur les dynamiques d'expansion des EEE en termes de territoires et de populations seront très utiles pour compléter l'établissement de ce bilan. Cela peut amener dans certains cas à intervenir avec des manières qui peuvent être jugées « violentes », voire discutables, mais pouvant se justifier par les enjeux écologiques estimés.

Par exemple, la Crassule de Helms (*Crassula helmsii*), petite plante du bord des eaux, considérée comme une espèce particulièrement invasive en métropole compte tenu des informations issues du Royaume-Uni, est suivie de manière systématique depuis plusieurs années. Son observation dans une des diverses mares d'un site à l'est de Donges (Loire-Atlantique) a amené, fin 2012, à programmer le comblement de cette mare pour éradiquer la plante du site (Sauvé et Rascle, 2012). Toutefois, afin de permettre le déplacement des amphibiens présents dans la mare colonisée par la Crassule, ce comblement a été réalisé en deux phases successives (2012 et 2013) et accompagné du creusement d'une mare de substitution à proximité de la mare à combler. Aucun pied de Crassule de Helms n'a été observé lors de la campagne de terrain de juillet 2014 (Matrat, comm. pers.). Sur cette même espèce, des interventions d'arrachage ont été mises en place sur une mare des Deux Sèvres (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 47 et la figure 56) et ont montré l'intérêt de ce type d'intervention.

Figure 56

© IIBSN

Arrachage manuel de Crassule de Helms dans les Deux-Sèvres.

Dans d'autres cas, la situation peut être jugée critique et bien que les impacts de l'intervention soient estimés importants, voire très importants, les travaux doivent être réalisés afin de ne pas laisser se dégrader davantage la situation. Par exemple, la colonisation sur plus d'une décennie de l'étang du Turc (Landes) par la Jussie à grandes fleurs avait permis à cette espèce d'envahir totalement deux des huit hectares de ce plan d'eau de faible profondeur, y éliminant toute la flore aquatique et y gênant les usages. Un arrachage mécanique réalisé en 1993 depuis un ponton équipé d'une griffe a permis de retirer environ 5 600 m^3 de plantes et de sédiments (Dutartre, 2004). Cette technique provoque une forte « pollution mécanique » par la remise en suspension des sédiments organiques superficiels qui peut être dommageable pour les populations piscicoles mais aucune autre technique n'était envisageable dans ce contexte. Il en était d'ailleurs de même pour l'étang de Sologne ayant récemment fait l'objet d'un arrachage mécanique des jussies et d'un décapage des sédiments (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 63).

Certaines interventions de gestion mises en œuvre peuvent avoir des impacts sur les populations animales autochtones. Par exemple, le tir d'oiseaux exotiques envahissants ou la récolte de la jussie émergeante au printemps peut entraîner du dérangement d'espèces indigènes présentes sur un même site. Des précautions doivent être prises : utilisation d'armes munies de silencieux ou de munitions subsoniques, opérations de tir

effectuées en dehors des périodes de reproduction et de nidification. Pour les amphibiens, des confusions peuvent avoir lieu lors de prélèvement de pontes ou destruction d'individus métamorphosés, surtout lorsque ces actions sont issues d'initiatives de particuliers non formés. Pour toutes les espèces, afin d'éviter les confusions, les opérations sont systématiquement effectuées ou encadrées par du personnel formé (Office national de la chasse et de la faune sauvage, gardes des réserves nationales, associations de protection de la nature, collectivités territoriales). Elles sont également encadrées règlementairement (arrêté préfectoraux avec liste des personnes autorisées à réaliser les actions).

Définir les objectifs des interventions de gestion

Il s'agit d'une phase indispensable, pourtant souvent négligée comme si elle ne s'imposait pas : réduire l'occupation du milieu par l'espèce ? Pour satisfaire quelle demande ? Pour limiter ou annuler quels dommages et nuisances ? Pour obtenir quel état futur du site ou du territoire ? Une confusion régulière existe dans de nombreuses situations : la technique de régulation de l'espèce est souvent considérée comme l'objectif proprement dit et cette ambiguïté aboutit dans différents cas à des approximations en matière d'intervention et donc à des résultats qui peuvent s'avérer non satisfaisants.

Dans les cas de milieux à usages unique ou peu nombreux, cette définition d'objectifs peut sans doute être rapidement obtenue. Il n'en est pas obligatoirement de même pour des milieux à usages multiples où une définition d'objectifs utile à la mise en œuvre des interventions ultérieures pourrait faire l'objet de négociations entre les différents représentants des usagers. Par exemple, telle plante exotique envahissante peut être gênante pour la pratique des sports nautiques mais présenter des intérêts halieutiques et paysagers, tel oiseau exotique envahissant pourra participer à l'eutrophisation du milieu mais présenter un intérêt ornemental pour le grand public, etc. Par ailleurs, viser exclusivement une baisse des effectifs ou des surfaces colonisées par telle ou telle espèce ne peut être un objectif en soi. En effet, l'évaluation des nuisances et des dommages doit servir de référence pour définir les objectifs des interventions de gestion en fonction des espèces à gérer et certaines populations invasives peuvent continuer à poser problème, par exemple, pour des espèces vecteur et réservoir de pathogènes comme les écrevisses exotiques ou la Grenouille taureau.

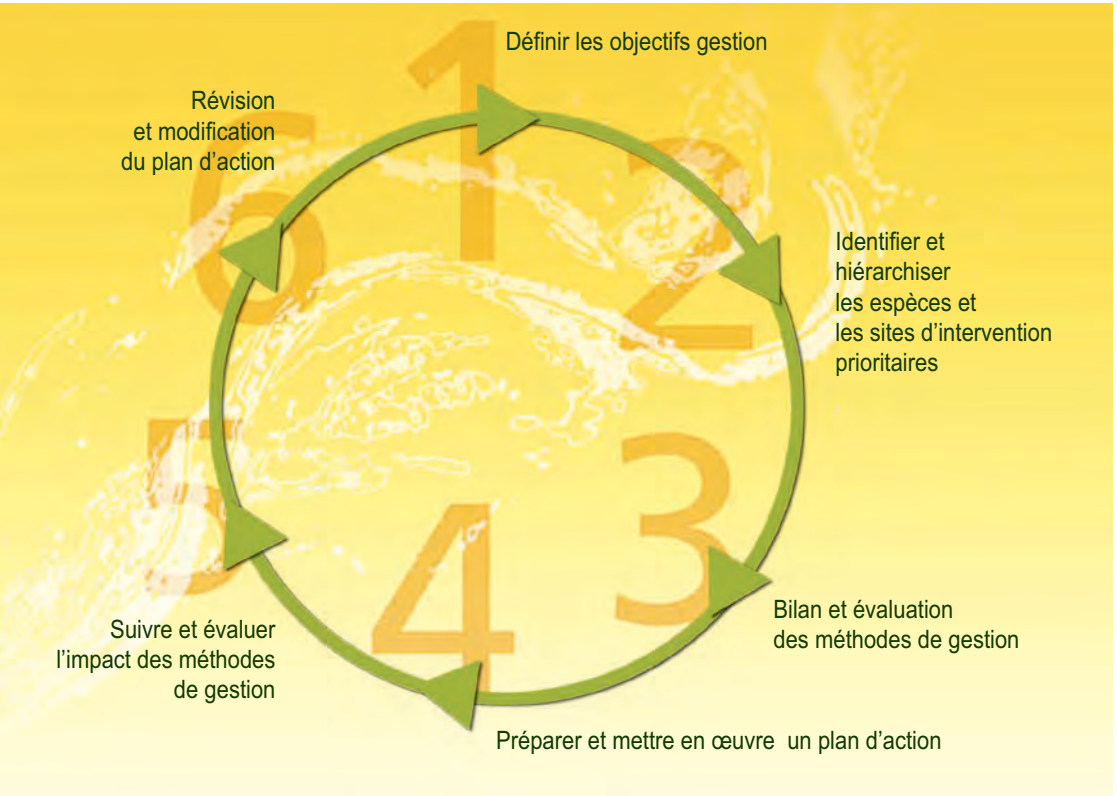
Mais, pour espérer déboucher sur des objectifs permettant la mise en place ultérieure de la gestion la plus adaptée à la situation, cette négociation devra de toute manière s'appuyer sur une description la plus complète du site, des dommages et nuisances recensés, et des usages développés et des relations entre ces usages. Elle devrait également faire l'objet d'une nécessaire phase de dialogue entre acteurs, même si cela peut apparaître comme un retard dans la mise en place d'interventions concrètes, pour définir, autant que possible, des objectifs partagés, réalistes au regard de la dynamique de colonisation, des moyens techniques mobilisables et des contraintes budgétaires.

Définir un programme d'intervention

Des interventions locales peu coûteuses car peu importantes ou ponctuelles peuvent être réalisées directement par les gestionnaires concernés sans nécessité particulière d'en référer a priori à plus large échelle. Elles doivent être cependant adaptées, comme dans tous les cas et dans toute la mesure du possible, à la situation à gérer (type d'EEE, caractéristiques du milieu, besoins humains, etc.). Dans un certain nombre de cas, de telles interventions locales, engagées avec des moyens (matériels, humains, financiers) inadaptés ou insuffisants ou sans précautions spécifiques par rapport aux espèces à gérer ont conduit à des échecs, débouchant de plus sur des situations quelquefois plus préoccupantes et difficiles à gérer par la suite.

Dès lors que les modalités de gestion nécessitent des interventions successives, comme c'est très souvent le cas, leur mise en œuvre doit être organisée en un programme précisant les objectifs, les sites, les techniques de régulation et de recyclage des plantes ou des animaux retirés du site, les calendriers d'intervention, etc. Dès le départ, ce programme devrait également être pensé dans un cadre de gestion adaptative (Tu *et al.*, 2001) (figure 57), comportant des réévaluations régulières de la situation à gérer en fonction des résultats obtenus par les interventions elles-mêmes ou par des informations issues de la recherche pouvant modifier les objectifs ou les pratiques de cette gestion. Ce retour analytique régulier sur l'évolution de la situation à gérer est garant de la meilleure gestion possible puisqu'il oblige à rester vigilant, exclut a priori la mise en place d'une routine dépourvue de réflexion et d'analyse, et permet de réévaluer les conditions de réalisation de la gestion en fonction des résultats obtenus.

Figure 57



Gestion adaptative. D'après Tu et al.*, 2001.*

Depuis de nombreuses années, cette programmation des interventions fait d'ailleurs partie des pièces des dossiers des demandes d'aide financières que doivent présenter les gestionnaires locaux aux établissements publics comme les agences de l'eau ou aux collectivités territoriales pouvant apporter cette aide. Ces programmes prévisionnels d'intervention permettent à ces financeurs de mieux évaluer enjeux et adéquation des demandes aux situations à gérer. Ces programmes d'intervention peuvent également comporter des propositions d'expérimentation particulières pouvant aider à préciser certains points techniques jusqu'alors facteurs d'incertitude ou des modalités d'intervention adaptées à certains sites particuliers.

C'est ainsi, par exemple, que dans les propositions du plan de gestion concernant les lacs et les étangs landais réalisé pour le compte du Syndicat mixte Géolandes (Dutartre *et al.*, 1989) figuraient des tests d'intervention sur des sites localisés, des essais d'application d'herbicide (à une époque où certains de ces produits étaient encore autorisés en milieux aquatiques) et un rappel sur l'intérêt des suivis. Les très nombreuses informations maintenant disponibles sur la plupart des EEE facilitent la rédaction de ces programmes et la présence de programmes déjà appliqués peut également aider à la réflexion et à la rédaction.

Il n'en reste pas moins que, dans de nombreux cas, il reste très difficile de programmer les interventions de manière suffisamment précise, même d'une année à l'autre, car divers aléas peuvent venir modifier les évolutions des sites et des populations d'EEE à gérer. En ce qui concerne la flore, les développements des plantes sont sous l'influence des conditions climatiques hivernales et printanières : par exemple, dans le Sud-Ouest il a été observé que la floraison et la production maximale de biomasse des jussies pouvaient être décalées d'environ un mois selon les conditions de température et d'ensoleillement du printemps. De même, dans les cours d'eau, le régime des crues hivernales et printanières peut influencer directement et très fortement le développement des hydrophytes.

Dans le cadre de gestion adaptative qui vient d'être évoqué, les suivis indispensables pour évaluer l'efficacité des interventions et l'amélioration des situations gérées devraient également faire partie des modalités intrinsèques de mise en œuvre d'une gestion à moyen ou long terme, et donc être partie intégrante des besoins financiers à programmer. Selon les cas, ces suivis peuvent sur porter sur l'évolution des populations d'EEE cibles et des communautés vivantes non visées par la gestion, les perturbations engendrées par les interventions, les risques de nouvelles invasions, etc.

Pour la faune, le cycle de développement des espèces est également lié aux conditions climatiques. Par exemple, pour la Grenouille taureau, des températures élevées au printemps provoqueront une période de reproduction précoce avec des pontes tôt dans la saison, et un automne plutôt doux favorisera l'activité des adultes, alors que la programmation des actions s'étend sur une période normalement plus courte. D'importantes précipitations peuvent rendre impossibles les tirs nocturnes et inaccessibles les berges des étangs. D'autres évènements imprévisibles, comme des désaccords des propriétaires sur la mise en place d'actions (pêche et vidange d'étangs, mise en place de barrières de piégeage) et les conflits d'usage (actions de gestion incompatibles avec des activités cynégétiques et de pêche) sont autant d'imprévus auxquels doivent faire face les gestionnaires.

Ces aléas sont autant de difficultés pour la mise en œuvre des interventions, en particulier vis-à-vis de certains aspects de leur financement. En effet cette variabilité des développements de certaines espèces peut conduire à l'inutilité d'interventions originellement prévues ou, au contraire, rendre souhaitables ou nécessaires des interventions complémentaires non prévues dans le programme et qui ne pourront pas être réalisées faute de financement disponible. Ceci va donc demander un réajustement permanent de la planification des actions à mettre en œuvre, impliquant une réorganisation des ressources humaines à affecter, et concernant la faune, la modification des arrêtés préfectoraux autorisant les opérations de gestion.

Choisir la méthode d'intervention

Les choix techniques d'intervention doivent ensuite faire l'objet d'une analyse et d'un choix en fonction des objectifs préalablement définis. La figure 58, page suivante, rassemble les éléments d'analyse qui peuvent permettre d'arriver à un choix final argumenté. Ces éléments d'analyse intègrent les informations disponibles sur les usages et les nuisances, l'espèce elle-même (biologie, écologie), son mode d'occupation du milieu (répartition, types de biotopes colonisés, etc.), le milieu lui-même, dont sa connexité avec d'autres milieux où pourraient se produire des impacts directs ou différés des interventions (encadré 22 page suivante), etc.

Un postulat indispensable est que « aucune technique d'intervention disponible ne peut être généralisée comme une recette » : chacune d'entre elles présente des limites d'application qui doivent également faire partie des critères de choix. Ces limites d'application commencent à être bien connues : en plus de leur utilisation en tant qu'éléments de réflexion, elles doivent également faire partie des contraintes éventuelles à faire figurer dans les cahiers des charges des travaux à rédiger et des négociations à entreprendre le moment venu avec les entreprises.

Figure 58

Figure 58. Éléments des choix des techniques d'intervention. D'après Dutartre et al.*, 1997 ; Dutartre, 2002.*

Ce choix technique doit ensuite être confronté aux moyens humains et financiers disponibles pour en évaluer les possibilités de mise en œuvre. Le fait que la confrontation entre un optimum technique et les aspects économiques de la gestion se fasse dans cet ordre est directement lié à la nécessité de mettre en place des interventions adaptées au site et à l'espèce afin de garantir le meilleur résultat possible. Il ne s'agit pas ici de minimiser ou de nier les contraintes économiques qui s'imposent dans tous les cas mais de privilégier l'efficacité de la gestion pour atteindre les objectifs fixés.

Si les moyens financiers sont insuffisants ou ne peuvent être abondés pour arriver au montant nécessaire, il serait dommageable dans de nombreux cas de mettre en œuvre, à cause de ces contraintes financières, des modalités techniques inadaptées, risquant de provoquer des dommages imprévus et de ne pas permettre d'atteindre les objectifs. Par exemple, utiliser un matériel donné sous prétexte qu'il est disponible alors qu'il est tout à fait inadapté à l'espèce et au site à gérer, c'est prendre le risque d'un échec voire d'une extension des difficultés causées par l'EEE. Dans des conditions de contraintes financières, il reste toujours possible de hiérarchiser les sites d'intervention pour mettre en place des interventions ciblées. Mais, comme dans d'autres domaines de la gestion des milieux naturels, il s'agirait plutôt d'arriver à évaluer par défaut le « prix » que l'on peut décider de donner à l'environnement à gérer, c'est-à-dire les montants financiers que la société est prête à injecter dans cette gestion pour atteindre les objectifs fixés.

Contrôler le moyen de contrôle ?

Parmi les réflexions théoriques portant sur les techniques de gestion, une revient assez régulièrement : il s'agit des possibilités de conserver un moyen de « contrôler le moyen de contrôle », ceci dans le cas où les conséquences de l'intervention ne sont pas celles attendues. Il ne s'agit plus de penser rester systématiquement maître de la gestion mais bien d'envisager ces aléas.

Pour ce qui est de la gestion des plantes par exemple, dans le cas des techniques manuelles ou mécaniques, il suffit de mettre ses mains dans ses poches ou de couper le contact de l'engin utilisé pour arrêter l'intervention, et donner ainsi une une frontière précise à l'intervention. Il n'en était plus tout à fait de même pour les herbicides dont l'épandage, même en conditions d'absence de courant et de vent dans les milieux aquatiques stagnants, présentait des zones d'effets pouvant très largement dépasser la superficie visée par le traitement, jusqu'à 1,5 à 2 fois la zone traitée. Enfin, l'utilisation d'agents de contrôle biologique ne peut être confinée et ces organismes peuvent progressivement gagner tout le milieu de leur introduction et tous les autres milieux favorables connectés ou proches dès lors que l'espèce invasive cible est largement dispersée sur un territoire. De plus, si l'agent de contrôle change de cible de consommation ou de développement de pathologie dans son territoire d'introduction, alors il « trahit » son introducteur et de nouvelles difficultés de gestion tout à fait imprévues peuvent apparaître. Un élément différencie les techniques mécaniques et manuelles des autres : c'est la nécessité de gérer les déchets qui sont produits de manière à éviter toute dispersion secondaire des espèces.

En ce qui concerne la faune, les techniques généralement utilisées recourent soit au piégeage soit au tir. Le piégeage permet une grande précision dans la gestion mais il est indispensable de vérifier la sélectivité des engins utilisés et d'évaluer l'impact sur d'autres espèces non ciblées ; par exemple, les nasses utilisées pour la capture des écrevisses sont susceptibles de capturer des espèces protégées telles que l'Anguille (*Anguilla anguilla*) ou la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) (Poulet, 2014). Quant au tir, il concerne surtout les oiseaux, voire les amphibiens et bien que plus sélectif, il présente moins de sécurité.

Panorama des techniques de gestion

Avant de présenter les techniques utilisées pour la gestion de la flore et de la faune invasives, il parait utile de rappeler qu'un milieu « en bonne santé » est généralement considéré comme moins sensible aux invasions. Certes, cela ne prévient pas totalement l'acclimatation d'une ou de plusieurs espèces exotiques mais il semble de plus en plus évident pour nombre de chercheurs que la non dégradation d'un écosystème permet à celui-ci de conserver une capacité plus importante de résilience vis-à-vis des invasions biologiques que les écosystèmes dégradés, pouvant ainsi réduire les dépenses de gestion.

Par ailleurs, avant tout projet, il est indispensable de se renseigner auprès des organismes scientifiques et techniques compétents (établissements publics, Office national de l'eau et des milieux aquatiques, Office national de la chasse et de la faune sauvage, universités, conseils scientifiques régionaux du patrimoine naturel, etc.) et de se rapprocher des services de l'État instructeurs concernés (services chargés de l'environnement au sein des directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DRIEE en Île-de-France) ou au sein des directions départementales des territoires, etc.).

Panorama des techniques de gestion des espèces végétales

Ces techniques de gestion des espèces végétales peuvent être classées en deux groupes, le premier concerne la prévention des développements de plantes, le second les traitements appliqués aux plantes elles-mêmes.

La prévention des développements de plantes

Cette prévention est la mise en œuvre d'interventions modifiant certaines des caractéristiques écologiques des biotopes, interventions dénommées quelquefois « manipulation de l'habitat ». Elles peuvent réduire ou empêcher les développements végétaux, indigènes ou exotiques. Il peut s'agir d'actions sur la qualité des eaux (nutriments, salinité), sur la lumière incidente, le niveau des eaux ou sur les vitesses de courant.

■ Réduction des nutriments dans les milieux aquatiques

Les macrophytes aquatiques ont la possibilité de se nourrir soit par leurs systèmes racinaires, soit directement à travers les tissus de leurs tiges et feuilles : la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments, et en particulier les disponibilités en nutriments, peut donc influer directement sur les développements de leurs peuplements. Les efforts de lutte entrepris depuis plusieurs décennies contre l'eutrophisation, comportant des actions sur la limitation des apports de nutriments en provenance des bassins versants, ont permis de réduire les développements de phytoplancton dans de nombreux cours d'eau et plans d'eau (encadré 23 et figure 59, pages suivantes).

Mis à part pour les plantes flottantes extrayant les nutriments uniquement de la pleine eau, les résultats ont été moins probants pour les macrophytes. En effet, les relations entre nutriments et végétaux enracinés sont très complexes et variables selon les espèces. La nature même des sédiments peut jouer un rôle sur la production de biomasse des macrophytes immergées (voir par exemple Anderson et Kalff, 1988). De plus, l'accumulation de sédiments organiques, qui peut se produire en grands cours d'eau aux courants modérés à lents et dans tous les milieux stagnants, permet des stockages importants de nutriments. Comme les échanges de ces nutriments entre sédiments et eaux sont souvent peu importants, les potentialités de développement de biomasses de macrophytes dans les biotopes aux sédiments organiques restent élevées, même dans des milieux où les teneurs en nutriments des eaux ont nettement diminué.

Les développements de plantes immergées, indigènes ou exotiques, observés depuis quelques années dans certains grands cours d'eau comme le Rhône ou la Loire, sont des illustrations assez évidentes de ces relations complexes : les efforts de lutte contre l'eutrophisation ont effectivement permis de fortement réduire les teneurs en nutriments dans les eaux, limitant corrélativement les développements de phytoplancton, augmentant alors la lumière transmise dans les eaux, favorisant ainsi les développements de macrophytes enracinées. Ces améliorations de la qualité des eaux peuvent induire des développements végétaux jugés excessifs.

Rappelons que les plantes se sont développées sur la planète bien avant que les rejets de nutriments d'origine anthropique ne viennent enrichir leurs écosystèmes : certaines d'entre elles sont capables de coloniser des biotopes présentant de très faibles teneurs en nutriments. Les sédiments les plus fréquemment colonisés par certaines plantes invasives immergées ou amphibies (Hydrocharitacées, jussies) sont riches en matières organiques (vases, tourbes). Toutefois, les mêmes espèces sont capables de s'installer dans des biotopes apparemment peu ou pas favorables du point de vue nutritif mais présentant l'ensemble des autres paramètres environnementaux indispensables à leur installation et à leur maintien : par exemple, le Grand Lagarosiphon ou la Jussie à grandes fleurs peuvent s'installer et se maintenir en peuplements assez denses sur des sables peu organiques en rives Est orientales des lacs et étangs du littoral aquitain. Il est donc nécessaire de ne pas se référer systématiquement à des équations simplistes telles que « présence de jussie et eutrophisation » ou « Hydrocharitacées immergées et substrats très organiques », encore régulièrement évoquées.

Même si les efforts de réduction des nutriments dans les milieux aquatiques semblent nécessaires pour continuer de réduire les perturbations écologiques que créent les apports nutritifs anthropiques, ils ne peuvent donc assurer de limiter les développements de macrophytes dans de nombreux milieux sauf peut-être dans des cas particuliers tels que les proliférations de plantes flottantes en milieux stagnants.

Encadré 23

Traitements des sédiments pour l'inactivation des nutriments ou la réduction des teneurs en matières organiques

Depuis plusieurs décennies, différents procédés visant à immobiliser le phosphore dans les sédiments ont été appliqués dans de nombreux plans d'eau. Il s'agissait généralement de retenues destinées à la production d'eau potable dans lesquelles se produisaient des développements phytoplanctoniques préjudiciables au traitement des eaux.

Formant avec le phosphore des complexes chimiques considérés comme stables, les produits épandus dans ces plans d'eau pouvaient être du sulfate d'alumine, du chlorure ferrique ou des mélanges de ces deux produits. Un autre procédé utilisant du nitrate de calcium avait pour objectif de maintenir une couche oxydée en surface des sédiments limitant ainsi les relargages de phosphore dans les eaux.

Ces procédés de traitement de plans d'eau n'avaient pas pour objectif la réduction des peuplements de macrophytes. Il s'est même avéré que ces peuplements, en formant des obstacles au dépôt régulier des produits appliqués, constituaient un facteur d'inefficacité des traitements et que ces applications, par l'augmentation de la transparence des eaux due à la floculation des particules en suspension dans les eaux, pouvaient même favoriser le développement végétal dans ces plans d'eau.

Au fil des années, d'autres produits de traitements des sédiments ont ensuite été utilisés. A priori non toxiques car « naturels », à base de carbonate de calcium (lithothamne ou craie à coccolithes) ou de divers silicates d'alumines hydratés (zéolithes, argiles kaoliniques), ils ont été largement proposés à de nombreuses collectivités territoriales par des sociétés spécialisées pour des traitements de petits plans d'eau.

Dans un premier temps ils étaient présentés avec le même objectif général de réduction des teneurs en matières organiques des sédiments, pour « lutter contre l'eutrophisation » des milieux (Garnier-Zarli *et al*., 1994), puis, au fur et à mesure des colonisations végétales de nombreux plans d'eau, ils ont été commercialement développés

comme des moyens « écologiques » de réduire l'envasement et de réguler, voire d'éliminer, ces développements de macrophytes. La phase technico-commerciale suivante a été d'incorporer à ces substrats minéraux des bactéries de natures très diverses censées augmenter l'efficacité des applications de produits ainsi devenus des « bioadditifs » avec des connotations d'innovation, d'écologie et de respect de l'environnement.

La multiplication de ces traitements réalisés sans suivi technique et évaluation précise de leur efficacité avait alors conduit à la réalisation d'un bilan de leur mise en œuvre à l'échelle nationale (Goubault de Brugière et Dutartre, 1997). Ce bilan a clairement montré que la quasi-totalité de ces interventions sur les milieux n'avait pas atteint les résultats escomptés. Depuis cette époque, des propositions de mise en œuvre de tels traitements de plans d'eau à des fins diverses, dont la régulation de plantes aquatiques exotiques, continuent d'être faites sans que les technologies proposées semblent avoir évolué. Aucun bilan actualisé n'est disponible sur ces traitements et, faute d'avoir obtenu les financements nécessaires à cause de l'incertitude subsistant sur leur efficacité, les propositions récentes dont nous avons eu connaissance n'ont pas été mises en œuvre.

Figure 59

© A. Dutartre, Irstea

Traitement des sédiments des plans d'eau par projection de craie pulvérulente en mélange aqueux.

■ Salinité des eaux

Les plantes aquatiques des eaux douces sont relativement sensibles à la salinité et régressent fortement pour disparaître ensuite lorsque cette salinité augmente. Dans certaines zones humides littorales, la configuration des sites peut permettre d'introduire ou de réintroduire des eaux plus ou moins salées, en particulier sur la côte méditerranéenne du Languedoc-Roussillon ou sur les côtes océaniques de l'ouest de la France. Une telle introduction pourrait donc permettre de réduire les développements de plantes immergées ou amphibies dans ces milieux.

Parmi les plantes invasives, les jussies colonisent nombre de ces zones humides. Les tests de laboratoire menés sur les capacités de résistance au sel de la Jussie à grandes fleurs par Grillas *et al*. (1992) avaient montré que la production de biomasse de l'espèce commençait à diminuer à des salinités supérieures à 2 g/L. En revanche, il semblerait que la Jussie à petites fleurs (*L. peploides*) puisse supporter une teneur maximale en sel de 10 g/L (Mesleard et Perennou, 1996). Dans leur analyse de l'efficacité d'un traitement par le sel comme moyen de régulation de cette espèce en Camargue, Dandelot *et al*. (2005) ont observé des réductions de biomasses de près de 50 % entre les zones témoins et les zones traitées sur deux des trois sites ayant fait l'objet des expérimentations (canal d'irrigation et étang), montrant un effet négatif du salage. En revanche les résultats dans le troisième site (marais) étaient moins démonstratifs, les auteurs concluaient donc que « *l'efficacité de cette*

méthode ne peut être précisément déterminée »… « *bien que le développement des herbiers de Jussie soit effectivement ralenti par ce traitement. Le salage voit son efficacité accrue quand il est allié à l'assèchement du site envahi.* » Enfin, le suivi des communautés d'invertébrés dans le canal d'irrigation ne montrait aucun effet perceptible du salage.

Les travaux plus récents de Thouvenot *et al*. (2012) ont permis, en conditions de laboratoire et sur des extrémités de tiges de la plante, d'évaluer la sensibilité au sel de la Jussie à grandes fleurs à 6 g/L. Lors de ces travaux, les mêmes expérimentations sur le Myriophylle du Brésil montraient des différences notables de résistance de ces deux espèces à la salinisation : l'augmentation des teneurs en sel (1,3 et 6 g/L) provoquait des diminutions de la photosynthèse et de la croissance de la jussie, diminutionsqui ne se produisaient pas pour la seconde espèce. Les auteurs concluent que les réponses des espèces varient en fonction de la saison et de leurs modes de développement et que le Myriophylle du Brésil présente plus de capacités de colonisation de milieux saumâtres.

Les potentialités de régulation des jussies par la salinité sont en cours de test depuis 2013 dans une partie de la Brière, anciennement et naturellement soumise à l'influence des marées, et actuellement fortement colonisée par ces plantes. Un premier test d'un programme de trois ans, comportant six envois d'eau saumâtre successifs, a été mis en place fin septembre et début octobre 2013. Le suivi destiné à évaluer l'efficacité de cette méthode sur les jussies et ses impacts sur la qualité des eaux et les communautés piscicoles (Thabot, 2013) a montré des dépérissements des plantes dans certains sites. Mais, compte tenu du caractère assez tardif en saison de ces envois, ils pouvaient tout à fait correspondre au dépérissement automnal normal des jussies et ne peuvent donc être clairement attribués à des effets du sel.

Après ce premier test, des envois d'eaux saumâtres ont été réalisés à partir de juillet 2014 pour provoquer une exposition longue de plusieurs semaines avec des salinités assez élevées (entre 10 et 20 g/L). Ce deuxième test a montré des effets très significatifs sur les herbiers de jussie avec des dépérissements très importants. Le suivi mis en place a également montré des impacts significatifs sur les populations piscicoles, avec des mortalités notables dans quelques sites, probablement liées au confinement de la zone recevant les eaux salées, zone de laquelle les poissons n'ont pu s'échapper. Le bilan de cette expérimentation en vraie grandeur est en cours et il ne pourra être complet qu'après l'évaluation de la repousse printanière des jussies dans les zones tests et des impacts sur les populations piscicoles de la zone. Cependant, quelles que soient les conclusions de ce bilan, cette technique de régulation des jussies ne pourrait être appliquée que dans les parties des bassins versants de la Brière les plus proches de l'estuaire de la Loire et devrait être annuellement renouvelée pour espérer réguler durablement les populations de jussies.

L'effet de la salinité sur le Baccharis à feuille d'arroche a également fait l'objet d'études en Espagne (Caño *et al*., 2014). L'espèce est très tolérante aux milieux halophiles mais son abondance est négativement corrélée avec le taux de salinité. Des doses importantes de sel dans l'environnement auraient des effets modérés sur la mortalité mais diminueraient significativement la croissance du baccharis et le taux de production de graines. Une chute de feuilles plus importante a également été observée dans des conditions de fortes salinités. Ces effets combinés pourraient affaiblir la résistance de l'espèce à des attaques de ravageurs comme les champignons et les cochenilles. Appuyées sur les résultats de ces études, des méthodes de gestion globale des écosystèmes colonisés par le baccharis, comme les marais salants, sont en cours d'expérimentation.

Des travaux récents indiquent que certaines populations de renouées asiatiques (*Fallopia* spp.) ont été observées dans des zones côtières et des marais salants des États-Unis (Richards *et al*., 2008, cités par Rouifed *et al*., 2012). Cette capacité de colonisation d'habitats salins semblait correspondre à une tolérance de ces plantes au sel plutôt qu'à une adaptation. Aussi, dans le cadre de la thèse de Soraya Rouifed (2011), des expérimentations ont été mises en œuvre pour tenter d'évaluer dans quelle mesure les renouées asiatiques étaient tolérantes à un stress salin. Dans une première série de tests, des individus adultes des trois taxons

(*Fallopia japonica, F. sachalinensis* et *F. x bohemica*) ont été soumis à des traitements selon un gradient étendu de 0 à 300 g/L de sel durant trois semaines. Dans le second test, des individus de F. x *bohemica* ont subi un traitement de 120 g/L de sel après une coupe des parties aériennes. Les résultats de ces tests montrent que les parties aériennes des renouées asiatiques sont sensibles aux traitements les plus élevés, dès 120 g/L de sel, et que la biomasse de racines est réduite de manière significative dès 30 g/L. Par ailleurs, la régénération des individus de F. x *bohemica* est retardée de 20 jours après traitement par rapport aux individus témoins. Même s'ils présentent une certaine efficacité dans des conditions de laboratoire, de tels « chocs salins » ne sont pas suffisants pour empêcher la régénération des plantes et l'emploi de sel à des concentrations de sel dépassant 100 g/L n'apparaît de toute manière pas envisageable comme technique de gestion des renouées asiatiques en milieux naturels.

■ Lumière

Indispensable à la photosynthèse, la disponibilité de la lumière conditionne la répartition des végétaux dans les milieux aquatiques : lumière transmise dans les eaux pour les plantes immergées, lumière filtrée par les frondaisons des arbres en bordure des cours d'eau, par exemple. Les eaux peu profondes des plans d'eau et cours d'eau sont des biotopes à potentialité élevée de développements végétaux immergés ou émergés.

Quelles soient indigènes ou exotiques, les espèces présentent des besoins en lumière très variables. Une partie des plantes invasives a d'importants besoins dans ce domaine, comme les jacinthes d'eau ou les jussies dont les herbiers sous les frondaisons basses des arbres des ripisylves sont généralement très peu denses. D'autres, en revanche, sont capables de se développer dans des conditions de lumière plus réduite, comme par exemple le Grand Lagarosiphon ou l'Égérie dense, ce qui peut leur permettre de s'implanter au-delà de cinq mètres de profondeur dans des lacs aux eaux transparentes.

Intervenir sur la lumière disponible pour les plantes peut se faire en réduisant ou annulant la lumière transmise aux plantes que l'on souhaite réguler, ceci par différentes techniques telles que le bâchage, l'installation d'écrans subaquatiques, l'application de colorants ou une gestion adaptée des ripisylves. Pour mémoire citons également le recours à des introductions de poissons fouisseurs comme les carpes qui sont quelquefois proposées pour limiter les développements d'hydrophytes en plans d'eau. L'activité de ces poissons peut en effet permettre la remise en suspension de particules sédimentaires fines augmentant fortement la turbidité des eaux mais cette technique ne peut au mieux que s'appliquer à des plans d'eau où les usages ne seront pas gênés par cette turbidité.

Toutes ces techniques ont de notables limites d'application.

Le bâchage a été assez fréquemment utilisé dans le passé pour tenter d'éliminer certains développements en peuplements monospécifiques de plantes invasives terrestres comme les renouées asiatiques ou d'espèces amphibies comme les jussies (figure 60, page suivante). Souvent appliqué dans des conditions expérimentales, il a été jugé insatisfaisant dans de nombreux cas pour cause de repousses des plantes à travers la bâche (pour les renouées) ou de recolonisation du site par l'espèce à gérer après retrait de la bâche (pour les jussies). Toujours appliquée, cette technique peut donner des résultats satisfaisants sous réserve d'un entretien et d'une surveillance réguliers et relativement contraignants des sites ainsi aménagés. L'entretien du bâchage doit également être accompagné d'actions complémentaires de gestion des sites, comme des plantations (voir par exemple l'exemple des travaux engagés par l'association C.O.E.U.R. dans les Côtes d'Armor pour gérer les renouées (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 91). Une autre modalité de bâchage a été testée avec succès sur les jussies par l'équipe verte de l'Établissement public territorial de bassin du Vistre (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 67) : il s'agit d'un bâchage de courte durée (10 à 15 jours) en période estivale sur des secteurs hors d'eau colonisés par des jussies : efficace avec des bâches noires, ce bâchage élevant fortement la température des plantes (grâce à l'ensoleillement très important en climat méditerranéen) les affaiblit et facilite leur arrachage après retrait de la bâche.

Figure 60

© CŒUR Émeraude

Pose de bâches et mise en place de boutures de saule pour la gestion de la renouée.

L'installation d'écrans subaquatiques destinés à empêcher la colonisation des fonds des plans d'eau par des plantes immergées est une technique développée en Amérique du Nord depuis une quarantaine d'années : ces « barrières benthiques » (*benthic barrier*) sont généralement utilisées sur des parties de plans d'eau fortement fréquentées par les humains (zones de mouillage, de pêche, de baignade). Ce terme s'applique à divers types d'écrans ou de films, étanches ou non. Des matériaux comme la toile de jute, différents films plastiques, perforé noir, Mylar et synthétiques tissés peuvent être utilisés comme écrans (Dutartre et Jan, 2012). D'autres produits sont également cités pour cet usage, comme les matériaux de revêtement de bassins ou d'étangs ornementaux ou des toiles de type « feutre »[8]. Ces écrans ont des durées de vie et des modalités d'entretien très variables, jusqu'à 15 ans pour certains avec des nettoyages réguliers permettant d'empêcher leur colmatage, comme par exemple le type d'écran installé dans un des bassins du port de Sainte-Eulalie (Landes) pour y éliminer les herbiers d'Égérie dense (Dutartre et Jan, 2012). Certains d'entre eux sont biodégradables comme par exemple la toile de jute : cinq hectares de cette toile ont été installés dans une zone du lac Corrib en Irlande dans le cadre des interventions de gestion du Grand Lagarosiphon (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 27 et la figure 61). Très peu d'informations sont actuellement disponibles sur l'efficacité à moyen terme de ces écrans qui, par leurs coûts et leur relative artificialisation des sites qu'ils engendrent, semblent à réserver à des installations à fortes fréquentations humaines, tels que ports, haltes nautiques et abords de ces installations. En empêchant la colonisation de ces sites par des plantes immergés, ils peuvent contribuer à réduire leur rôle de « pourvoyeur » de boutures créées par la fragmentation des tiges par les hélices des embarcations vers le reste du plan d'eau.

Figure 61

© Emilie Mazaubert

Pose de toile de jute sur le Lac Corrib (Irlande).

8- http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/management/aqua023.html

L'application de colorants dans les eaux est également une technique proposée par différentes entreprises. Mise au point dans un premier temps pour réduire les développements de phytoplancton dans les bassins ornementaux, elle a ensuite été appliquée dans des milieux naturels.

Il s'agit de produits colorant les eaux et y limitant la pénétration de la lumière de manière à réduire ou annuler la photosynthèse des végétaux immergés. Réservée à des milieux stagnants de petites superficies et à usages esthétiques, cette technique est à appliquer avant le développement des plantes. Elle est non spécifique, demande des applications régulières et son efficacité est très variable selon les besoins en lumière des espèces présentes (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 50 et la figure 62).

Figure 62

© RINSE

Application de Dyofix sur un plan d'eau aux Pays-Bas.

Une limitation naturelle du développement des macrophytes dans les milieux aquatiques linéaires (cours d'eau, réseaux de fossés) est l'ombrage engendré par les formations végétales des rives ou ripisylves (Dawson et Kern-Hansen, 1979). Les travaux réalisés dans ce domaine semblent montrer que la gestion des ripisylves pourrait être un moyen efficace de limitation des peuplements de macrophytes immergées dans ces types de milieux : pour des largeurs de cours inférieures à 25 mètres, un ombrage de 50 % suffirait à réduire suffisamment les développements végétaux (indigènes ou exotiques) pour qu'ils ne créent plus de modifications hydrauliques significatives. Pour les végétaux rivulaires, une part notable des envahissements de renouées ou de balsamines des rives des cours d'eau est probablement liée aux modes de gestion appliqués aux ripisylves durant plusieurs décennies, éliminant souvent trop radicalement les arbres des rives, augmentant fortement la lumière incidente au sol et favorisant donc l'installation d'espèces très opportunistes.

Revenir à une gestion permettant un retour de ripisylves plus denses, récréant ainsi un ombrage important pourrait donc contribuer à réduire certaines proliférations végétales. Toutefois, cette mise en œuvre présente des contraintes notables vis-à-vis des techniques actuelles d'entretien des bordures de milieux aquatiques recourant fréquemment à une mécanisation pouvant être fortement gênée par la multiplication des arbres sur ces rives.

■ Élévation du niveau des eaux

Dans quelques cas, il est possible d'augmenter durablement le niveau des eaux, par exemple dans les retenues ou dans certains plans d'eau (lacs ou étangs) dont les niveaux sont sous le contrôle de barrages de régulation. Cette élévation des niveaux d'eau diminue la lumière transmise dans les eaux, inonde les zones littorales et peut donc réduire les développements végétaux immergés ou rivulaires. Par exemple, les travaux de Wallsten et Forsgren (1989) sur le lac Tämnaren au nord-ouest de Stockholm ont montré que six ans après une élévation de niveau des eaux de 30 à 50 cm, la colonisation végétale de ce plan d'eau de 35 km² avait fortement diminué. Les évaluations de superficies par photographies aériennes montraient des réductions de plus de 80 % pour le Roseau commun (*Phragmites australis*) et le Nénuphar jaune (*Nuphar lutea*) et de plus de 60 % pour le Jonc des tonneliers (*Scirpus lacustris*). Les deux espèces immergées du lac, le Myriophylle en épis *(Myriophyllum spicatum*),

espèce indigène, et l'Élodée du Canada (*Elodea canadensis*), espèce exotique, qui couvraient en mélange 236 ha du lac en 1973 n'étaient plus observées que dans quelques sites en 1983.

De même, des recherches menées sur les relations entre niveaux des eaux et la productivité des principaux macrophytes du lac de Grand-Lieu (Marion *et al*., 1998) ont montré une nette corrélation entre ces deux facteurs, les niveaux les plus élevés induisant des réductions de productivité. Toutefois, aucune corrélation évidente entre niveaux et superficies des herbiers étudiés n'a été mise en évidence car l'évolution de ces superficies pouvait être liée à d'autres facteurs que ces variations de niveaux, comme par exemple la consommation des plantes par les ragondins.

Dans son guide sur la gestion des jussies en région méditerranéenne, Legrand (2002) indique qu'une élévation de un mètre du niveau des eaux d'un plan d'eau, géré par la Fédération de pêche de l'Hérault, aurait permis de faire disparaître les jussies en les plaçant « au-delà de leur tolérance à l'inondation ». Mais, quoi qu'il en soit, cette technique ne peut être appliquée que dans des cas où le barrage de régulation peut supporter cette accumulation d'eau, où l'élévation du niveau ne risque pas d'inonder les installations humaines sur les rives, et en restant compatible, après leur accord, avec les objectifs de gestion des propriétaires du plan d'eau.

■ Mise en assec

Il s'agit d'une technique utilisée de manière traditionnelle dans les étangs de production piscicole, tous vidangeables : elle a pour objectifs de faciliter la pêche mais aussi de réduire les accumulations de matières organiques sédimentaires par la minéralisation que permet le contact des sédiments avec l'atmosphère durant la période d'assec (figure 63). Elle est évidemment envisageable dans tous les plans d'eau où la vidange est possible mais elle doit être menée avec prudence sur les plans d'eau abritant des plantes invasives, à la fois pour éviter des difficultés ultérieures dans le plan lui-même et en aval.

À l'intérieur du plan d'eau, la nature des sédiments joue un rôle très important sur l'efficacité de l'assec. Même en absence de précipitations et d'apports d'eau latéraux des nappes phréatiques, les sédiments organiques souvent présents dans ces milieux peuvent conserver durant de longues périodes une humidité suffisante pour assurer la survie des parties enfouies (systèmes racinaires, bases des tiges) des plantes immergées ou amphibies, permettant assez souvent la survie de ces espèces et leur développement après la remise en eau.

Figure 63

© A.Dutartre, Irstea

Mise en assec du plan d'eau de Saint Pée-sur-Nivelle (Pyrénées-Atlantique).

Pour les plantes invasives, les espèces immergées comme les Hydrocharitacées résistent peu à la dessiccation et leurs tiges feuillées mises à l'air sont détruites en quelques jours. Il n'en est pas de même pour les espèces amphibies, et en particulier pour les jussies : leurs tiges lignifiées résistent beaucoup mieux à la dessiccation et facilitent donc la repousse de l'espèce.

Quelques assecs automnaux sur de petits plans d'eau installés sur des rivières dans l'Ouest et le Sud-Ouest de la France ont été tentés pour réguler les jussies qui y étaient installées. Prolongés durant l'hiver en espérant des températures très basses susceptibles de détruire par le gel la totalité des plantes, ces assecs n'ont pas donné les résultats escomptés. Les jussies n'ont pas été totalement éliminées du plan d'eau et dans au moins un des

cas, après un hiver doux et un printemps pluvieux, elles ont même continué leur colonisation des sédiments du plan d'eau avant sa remise en eau complète, accroissant ainsi leur occupation du site.

Les conditions climatiques durant les périodes d'assec peuvent également jouer un rôle important : le gel peut être efficace à condition que les sédiments soient gelés en profondeur. Par ailleurs, dans les marais littoraux de la région Languedoc-Roussillon colonisés depuis plusieurs années par les jussies, des assecs de durée plus ou moins importantes, de quelques semaines à six mois ont permis de les faire régresser (Grillas *et al*., 2001). Les températures élevées et les longues périodes sans précipitations sous ce climat expliquent assez bien ces résultats positifs.

Par ailleurs, les banques de graines existant dans ces sédiments peuvent réagir rapidement à la suite de la mise en assec, permettant le développement d'espèces, pour la plupart indigènes et adaptées à ces nouvelles conditions écologiques, pouvant rapidement disparaître après la remise en eau. Parmi les plantes invasives, les graines des jussies sont capables de germer directement dans les fruits posés à la surface des sédiments. Des essais de laboratoire et *in situ* ont montré que les capacités de développement des plantules, et donc de production de plantes viables, étaient dans un premier temps plus importantes sur des sédiments organiques saturés en eau mais non couverts d'eau qu'en pleine eau (Dutartre et Petelczyc, 2005) : les baisses printanières de niveaux des eaux qui peuvent se produire naturellement ou par gestion des niveaux peuvent donc favoriser le développement des plantules de jussies puis des plantes adultes.

Lors de la vidange du plan d'eau, une attention particulière devrait être portée aux diaspores des plantes invasives éventuellement présentes, telles que plantes entières, fragments de tiges, voire fruits ou graines pour les jussies, afin de tenter d'en annuler ou au moins d'en réduire fortement les flux vers l'aval. La pose d'un filtre (grillage fin par exemple) en sortie de plan d'eau durant la durée de la vidange peut permettre de réduire ces flux sous réserve d'un entretien régulier du filtre pour en empêcher le colmatage (figure 64). Une des limites importantes de ce filtrage est que si les plantes entières (mis à part peut-être les petites plantes flottantes comme les lentilles d'eau ou l'Azolle fausse-fougère) et les fragments de tiges de plantes immergée ou amphibies peuvent être assez facilement arrêtés par de tels filtres, il est probable que les fruits de jussie qui peuvent flotter quelques jours à quelques semaines, et encore plus facilement les graines, ne seront pas récupérés.

Figure 64

© A.Dutartre, Irstea

Barrage de récupération des fragments de jussie (intervention d'arrachage sur le courant du Boudigau, Landes, 2002)

Il faut rappeler que les opérations de vidange sont encadrées règlementairement. Ainsi, la vidange d'un plan d'eau créé par un barrage de retenue de plus de 10 m de hauteur ou dont la superficie est supérieure à 0,1 ha est soumise à autorisation et ne peut se réaliser que lors des périodes autorisées administrativement, principalement en période automnale ou printanière. Si les eaux de vidange s'écoulent directement ou par l'intermédiaire d'un fossé ou exutoire, dans un cours d'eau de première catégorie piscicole, la vidange du plan d'eau est interdite pendant la période du premier décembre au 31 mars (arrêté du 27 août 1999 modifié par l'arrêté du 26 juillet 2006). De plus, le préfet peut interdire les vidanges pendant une période de pénurie d'eau. Il convient donc de vérifier auprès des administrations qu'une telle opération est autorisée et à quelle période.

■ Curages et dragages

Les accumulations de sédiments organiques dans des milieux aquatiques stagnants ou à faible courant sont des processus permanents qui peuvent modifier progressivement les fonctionnements écologiques de ces milieux et gêner leurs usages. Pertes de profondeur des plans d'eau et réduction de la section mouillée des cours d'eau ou des réseaux de fossés sont les modifications physiques les plus fréquentes. Cependant cette accumulation de matières organiques s'accompagne d'augmentation des teneurs en nutriments dissous (en particulier phosphates et azote ammoniacal) qui sont consommables par les végétaux enracinés, favorisant ainsi leurs développements dès que la lumière incidente au fond est suffisante pour déclencher la photosynthèse.

Les curages font partie des modalités d'entretien régulier des réseaux de fossés en zones humides : ils permettent de maintenir les capacités d'écoulement de ces réseaux (figure 65). L'utilisation de godets de pelle mécanique de largeur pouvant atteindre deux mètres permet de combiner une opération de curage avec l'enlèvement des rhizomes des plantes, des jeunes plants et des boutures, et éventuellement les graines stockées dans les sédiments (Haury *et al*., 2010). Une attention particulière devra être portée à la période d'intervention, en tenant compte des contraintes locales mais si possible avant le plein développement des plantes, surtout pour les jussies, ce qui permet de limiter la production et la dispersion des graines dans le milieu. De même, des précautions devront être prises pour récupérer les fragments de tiges des plantes qui auraient pu échapper au curage.

Le régalage des sédiments extraits par des engins terrestres équipés de godets se fait généralement de part et d'autre des fossés. Les plantes aquatiques présentes dans les secteurs de fossé curés sont extraites en même temps que les sédiments. Pour ce qui concerne les plantes immergées, ce dépôt en berge ne présente pas de risques ultérieurs car elles sont rapidement détruites par dessiccation. Le dépôt de plantes amphibies, généralement plus résistantes au dessèchement, peut en revanche permettre à ces plantes de survivre voire de poursuivre leur développement sur des berges restant humides. Ce régalage peut avoir d'autres impacts, par exemple en favorisant l'implantation de baccharis : sur ces zones de terrain ainsi légèrement rehaussées et dépourvues de végétation, les graines de cette espèce dispersées par le vent peuvent germer. Aussi, dans les régions où cette espèce est présente, des précautions pourraient être prises pour en limiter l'extension, par exemple en retirant les déblais du site ou les régalant plus largement lorsque l'évacuation n'est pas possible, voire en ensemençant ces dépôts (Damien, comm. pers.) ; dans tous les cas une surveillance post-travaux est souhaitable.

Figure 65

© A. Dutartre, Irstea

Curage de fossé.

Pour limiter ces risques, le Myriophylle du Brésil et les jussies seraient donc à traiter de manière spécifique. Les jussies sont particulièrement résistantes : les dépôts réalisés voici quelques années sans précaution particulière dans divers sites, comme par exemple les Barthes de l'Adour, sont très probablement responsables de la colonisation ultérieure des prairies humides proches. C'est pour éviter ces risques que l'Institution interdépartementale du bassin de la Sèvre niortaise (IIBSN) a édité une plaquette précisant les interventions « à ne pas faire » (http://www.sevre-niortaise.fr/wp-content/uploads/plaquettejussieenZH-2013.pdf). Aussi, l'enlèvement des masses végétales de ces espèces des sites de curage devrait-il être programmé pour un dépôt

en zone non humide. Enfin, en ce qui concerne les jussies, fruits et graines vont se retrouver dans les dépôts de régalage : une surveillance spécifique sur les germinations et développements de plantules sera à prévoir afin de permettre, le cas échéant, des interventions adaptées permettant de les éliminer.

Des curages ou des dragages peuvent être réalisés dans des plans d'eau naturels ou d'origine anthropique dont le comblement crée des nuisances vis-à-vis des usages développés (figure 66a et b). Ils ont généralement pour objectif une augmentation de profondeur permettant d'améliorer cette situation en « rajeunissant » le milieu.

Figure 66

a, b © A. Dutartre, Irstea

(a) Dragage de l'étang de Moysant (Landes).
(b) Curage de la retenue des Forges à Ychoux (Landes).

La principale contrainte de ces interventions est le devenir des sédiments extraits. Les volumes de ces sédiments chargés en eaux peuvent être très importants et leur épandage ne peut se réaliser que dans des sites convenablement aménagés à cette fin pour les stocker de manière temporaire ou définitive. Les techniques d'extraction des sédiments peuvent recourir à divers matériels dont le choix dépend des caractéristiques du milieu, de la nature des sédiments et de la superficie du secteur à draguer. Godets similaires à ceux employés pour les curages, installés sur des pontons ou barges, ou pompes équipées ou non d'un désagrégateur, sont les matériels les plus fréquemment employés.

La présence de plantes aquatiques dans les secteurs à draguer est une contrainte qui doit être prise en compte dans le déroulement des interventions. En particulier, pour les plantes immergées à rhizomes, comme les Nymphéacées, ou les plantes amphibies exotiques (Myriophylle du Brésil, jussies), la solidité et l'enchevêtrement de ces rhizomes et tiges peut ralentir les opérations en gênant le travail d'extraction (mélanges plantes sédiments encombrant le godet ou empêchant le fonctionnement du désagrégateur). En modifiant fortement les conditions écologiques des biotopes, ces dragages peuvent être suivis de réactions rapides des banques de graines. Pour les plantes invasives, les seules espèces produisant des graines pouvant réagir à de telles modifications écologiques sont les jussies et, à notre connaissance, aucune observation sur ce point n'a été faite.

En revanche, la présence de plantes invasives dans le milieu traité devrait amener à la mise en place de précautions lors de l'extraction et du dépôt des sédiments puis de suivis du plan d'eau et du site de dépôt. Les techniques d'extraction des sédiments peuvent produire des fragments de plantes, boutures potentielles facilitant la recolonisation du milieu. Le dragage devrait donc être suivi d'un passage permettant la récolte manuelle de ces fragments de plante et des observations régulières devront perdurer ensuite pour intervenir éventuellement sur des repousses (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 63).

Dans les sites de dépôt, le ressuyage des sédiments organiques peut être relativement lent, permettant éventuellement un développement végétal à l'intérieur des bassins de stockage : un suivi devrait être fait pour intervenir si nécessaire. Par exemple, le suivi réalisé sur les bassins de dépôts de sédiments extraits d'une partie du cours de la Sèvre niortaise où les jussies sont gérées depuis plus de 10 ans et n'y présentent donc plus d'herbiers conséquents, a montré en 2014 un fort développement de jussies, issues uniquement des sédiments dragués, sans aspiration directe de plantes, après un dragage réalisé en mars (figure 67). Cette colonisation est une difficulté supplémentaire de gestion ultérieure de ces sites de dépôt.

Figure 67

© Nicolas Pipet, IIBSN

Jussies s'étant développées sur des sédiments dragués.

En revanche, le suivi réalisé sur les bassins de dépôts des sédiments récemment extraits du canal de Marans fortement colonisé par *Egeria densa* (voir expérience de gestion, vol. 2, page 15) n'a pas montré de développements de cette espèce. Les jussies observées sur les dépôts de sédiments extraits par curage hydraulique ont été rapidement éliminées par une remise en culture de ces dépôts (Fonteny, comm. pers.)

■ Accélération des vitesses de courant

Des aménagements locaux permettant des renvois ou des accélérations de courant sont réalisés depuis des décennies pour réduire l'érosion de certains secteurs de berges des cours d'eau ou pour canaliser les écoulements vers le centre du lit. Ils peuvent également contribuer à modifier suffisamment les conditions locales de ces écoulements pour réduire certaines colonisations végétales, en jouant à la fois sur la nature des sédiments et les possibilités d'enracinement des plantes mais ils restent souvent difficiles à réaliser, à entretenir et leurs impacts sur les plantes sont très localisés (encadré 24).

Les relations entre les types de sédiments, les vitesses de courant, les types morphologiques et les systèmes racinaires des plantes aquatiques sont assez bien connues, ce qui permet de prévoir au moins approximativement les biotopes qui peuvent être colonisés par telle ou telle espèce. Certaines espèces sont nettement inféodées à des milieux présentant des vitesses de courant élevées (c'est par exemple le cas de plusieurs espèces de renoncules), d'autres, colonisant préférentiellement des substrats organiques, ne sont généralement présentes que dans des milieux stagnants ou à très faible courant.

Les plantes aquatiques invasives appartiennent pour la plupart à ce second groupe d'espèces (Peltre *et al*., 2002). Les amphibies comme les jussies ou le Myriophylle du Brésil et les immergées comme les Hydrocharitacées colonisent dans presque tous les cas des biotopes stagnants ou très faiblement courants.

De même, des possibilités d'augmentations rapides des débits des cours d'eau (des « crues artificielles ») sont quelquefois citées comme des moyens de régulation des plantes aquatiques.

Là encore, les relations entre les régimes hydrologiques des cours d'eau et les développements de plantes aquatiques sont maintenant assez bien connues. Des crues importantes déstabilisent les sédiments, pouvant ainsi éliminer les parties des plantes (tiges et systèmes racinaires) présentes dans les biotopes soumis à ces écoulements. Par exemple, dans le cadre d'un suivi des développements de macrophytes du fleuve Charente (Dutartre *et al*., 1994), l'année 1992, sans crue hivernale notable, a été suivie de deux années à fortes crues et

Les écoulements et les capacités adaptatives de certaines plantes aquatiques exotiques envahissantes

Les relations entre les régimes hydrographiques et le développement de plantes aquatiques sont bien connus. Ce n'est pourtant pas une généralité absolue. En effet, les jussies sont capables de se maintenir dans certains biotopes rivulaires de faible profondeur soumis à des écoulements permanents pouvant atteindre 30 à 40 cm/s. Elles y présentent toutefois des caractéristiques particulières. Par exemple, les travaux de Charbonnier (1999) portant sur la dynamique de développement de la jussie dans différents types de biotopes ont montré que des plantes sur substrat à dominante sableuse soumises au courant dans une station de l'Isle, affluent de la Dordogne, présentaient une productivité, des biomasses, des tailles de tiges et des nombres de ramifications nettement plus faibles que dans les milieux stagnants étudiés parallèlement. Par exemple la longueur moyenne des tiges ne dépassait pas 50 cm alors qu'elle atteignait deux à quatre mètres dans les autres milieux.

Les espèces d'Hydrocharitacées peuvent également se maintenir de manière temporaire ou permanente dans des conditions d'écoulement qui semblent a priori incompatibles avec la relative fragilité de leurs tiges et de leurs systèmes racinaires. Ainsi, Égéria est-elle observable dans le lit de la Dordogne, à l'aval de Bergerac, dans des conditions de courant pouvant dépasser 50 cm/s (Breugnot, 2007) : ses herbiers sont généralement installés juste à l'aval de blocs ou d'éléments de roche-mère créant des biotopes dépourvus de courant où la plante peut s'enraciner dans les sédiments fins qui s'y déposent. Il en est de même pour Lagarosiphon, dont des pieds régulièrement installés à l'aval immédiat de pieds de renoncules de grandes tailles, ainsi protégés du courant, ont été observés dans le lit de l'Adour (Delattre et Rebillard, 1996).

Dans de telles conditions, ni les jussies ni les Hydrocharitacées ne peuvent évidemment produire de biomasses importantes induisant des nuisances mais ces implantations contribuent aux flux de propagules de ces espèces vers l'aval.

la colonisation végétale du cours d'eau a fortement diminué : sur la station de Nersac, à l'aval d'Angoulême, les pourcentages de points contacts végétalisés (présence de plantes), de près de 70 % en 1992, ont régressé à environ 35 % en 1993 et à moins de 20 % en 1994. Les crues de fin de printemps 1994, bien que moins fortes que celles de l'hiver, ont eu un impact très important sur les plantes immergées en début de croissance. Des évaluations des biomasses végétales à l'échelle de la station de Nersac, intégrant des données de répartition et de biomasse des différentes espèces, montraient un facteur de réduction d'environ 10 entre 1992 et 1993 (environ 1 000 tonnes de matières sèches en 1992, 105 tonnes en 1993).

Le suivi de la colonisation par Égéria réalisé depuis 2010 par le Syndicat mixte de la vallée du Thouet montre également une très forte influence des crues hivernales sur les développements d'hydrophytes, dont Egéria, de cette rivière (figure 68). En effet, à partir des fortes crues de décembre 2011, suivies par d'autres crues importantes en 2012 et 2013, les développements végétaux de la rivière ont fortement régressé jusqu'à disparaître totalement de certaines des stations de suivi (Charruaud, comm. pers.).

Figure 68

© A.Dutartre, Irstea

Tiges d'Égéria arrachées par les crues (rivière Thouet, Deux Sèvres).

De telles modifications de régime hydrologique peuvent donc être considérées comme des moyens naturels de régulation de certaines colonisations végétales, indigènes ou exotiques, en éliminant préférentiellement les espèces les moins enracinées et les plus fragiles. C'est pourquoi, en théorie, créer des crues artificielles à des moments convenablement choisis, par exemple à la période où les plantes immergées développent leurs tiges et deviennent plus sensibles à l'arrachage, pourrait donc jouer le même rôle. Toutefois dans le contexte actuel général d'amélioration de la gestion quantitative des eaux cette possibilité reste très généralement inapplicable. *A contrario*, des arrachages de plantes aquatiques consécutifs à des crues peuvent avoir des conséquences notables sur certaines des installations humaines. Hormis des dépôts pouvant se produire sur certains seuils, barrages ou écluses, venant alors localement gêner les écoulements, des colmatages de filtres de prises d'eau peuvent se produire, avec des conséquences très variables. De tels colmatages de tambours filtrants de centrales de production électronucléaire peuvent se produire, pouvant entrainer l'arrêt temporaire d'unités de production. Un tel incident a eu lieu sur le site de Cruas sur le Rhône en décembre 2009 (Carrel, 2009) : 50 m^3 de matières végétales ont entrainé un incident considéré comme de niveau 2 (échelle comportant huit niveaux de 0 à 7, dont incidents de niveaux 1 à 3 et accidents de niveaux 4 à 7). La plante constituant la quasi-totalité de cette biomasse était l'Élodée de Nuttall (*Elodea nuttallii*). Parmi la demi-douzaine d'autres hydrophytes présentes dans cette masse végétale figurait également *Egeria densa*. Ces deux Hydrocharitacées font partie des espèces peu résistantes au courant.

Les interventions de régulation des plantes

Les possibilités d'interventions curatives sont maintenant relativement bien connues des gestionnaires mais elles présentent des limites et des impacts dont la connaissance est indispensable pour améliorer ces pratiques de gestion. Divers ouvrages sont disponibles sur ce sujet mais on pourra régulièrement se référer à celui réalisé par le groupe de travail Plantes exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne (Haury *et al*., 2010).

■ Interventions manuelles

Des interventions manuelles existent depuis que des opérations de régulation ont dû être lancées sur les plantes aquatiques, probablement depuis le début du XXe siècle. L'évolution des coûts de la main d'œuvre, des technologies disponibles, dont l'utilisation des herbicides depuis la seconde guerre mondiale, mais aussi les représentations plutôt négatives du travail manuel (fatigant et fréquemment sale) a fait qu'il a progressivement été abandonné dans de très nombreux sites.

Dans un mémoire sur le faucardage en rivière, Isambert (1989) présentait les diverses techniques utilisées sur le bassin Seine Normandie dans la régulation des plantes aquatiques. Une quinzaine de cours d'eau était alors concernée par des entretiens manuels et le linéaire cumulé était de l'ordre de 250 km, dont la quasi-totalité était réalisée par des syndicats de rivière. L'appareil largement utilisé dans ces travaux était la « châtelaine », lame tractée manuellement et transversalement dans le lit par deux opérateurs depuis les rives. L'emploi de cet outil est réservé à des cours d'eau de largeur inférieure à une douzaine de mètres et aux rives facilement accessibles. La distance journalière parcourue par des ouvriers expérimentés est de l'ordre de un kilomètre. Le recours à de la main d'œuvre temporaire était également cité ainsi que du bénévolat. Nous n'avons pas d'informations récentes sur l'évolution récente de ces pratiques traditionnelles.

En ce qui concerne les plantes exotiques, dans le plan de gestion des plantes aquatiques des lacs et étangs landais réalisé en 1989 pour Géolandes (Dutartre *et al*., 1989), un arrachage manuel était préconisé sur les « secteurs envahis » de « faible ampleur » par le lagarosiphon, la jussie et le Myriophylle du Brésil.

À l'époque, la proposition de tels modes d'interventions a suscité diverses réactions négatives, aussi bien de la part des élus que des services techniques concernés. Parmi ces réactions figurait une certaine incompréhension sur ce qui était considéré comme un « retour en arrière » alors même que de nombreuses machines et des herbicides jugés efficaces étaient alors disponibles pour apparemment satisfaire tous les besoins de gestion de ces plantes. D'autres, plus outrancières, évoquaient le « bagne » et la possibilité de recourir à des personnes emprisonnées pour les réaliser.

Des démonstrations concrètes et des interventions expérimentales sur les jussies dans quelques sites ont alors été engagées. Par exemple, les interventions de 1992 et 1993 sur les rives de l'Étang Noir (classé en réserve naturelle) et dans une mare proche ont permis de récupérer près de cinq m^3 de jussies la première année et environ 50 litres l'année suivante, soit un facteur de régression d'environ 100 d'une année à l'autre, montrant bien la relative efficacité de l'intervention (figure 69).

Figure 69

a, b © A.Dutartre, Irstea

*Arrachage manuel de jussie (*Ludwigia grandiflora*) par des bénévoles sur l'Étang noir (Landes).*

En parallèle, des efforts d'explication, rappelant par exemple les risques de dispersion de boutures viables par les machines utilisées ou l'absence de sélectivité des herbicides conduisant à la disparition temporaire de toutes les plantes des sites et pas seulement les espèces visées, ont permis de faire évoluer cette représentation des interventions manuelles. Cette évolution a été assez rapide puisqu'en une vingtaine d'années ce mode d'intervention est devenu régulièrement appliqué sur les plantes amphibies, jussies dans de très nombreux sites et Myriophylle du Brésil dans quelques cas, sur certains plans d'eau des Landes, le Marais Poitevin, la Brière et de nombreux autres sites, principalement dans l'Ouest de la France.

L'analyse de cette évolution en a montré les principales raisons (Menozzi et Dutartre, 2007), dont la précision et l'efficacité d'un arrachage spécifique, laissant les plantes « non visées » en place, ce qu'aucune autre technique ne peut produire. Cela a même conduit à pouvoir écrire « *La modernité des techniques archaïques : l'arrachage manuel de la jussie serait donc une innovation* » (Menozzi et Dutartre, 2008). Il est toutefois évident que ce mode d'intervention ne se justifie que dans des conditions particulières, telles que début de colonisation, récupération de fragments de plantes laissées dans le milieu après une intervention mécanique ou intervention dans des biotopes difficiles d'accès pour les engins, sous réserve que les biomasses à extraire des sites restent faibles.

La pénibilité souvent dénoncée de ce type d'intervention est à relativiser. Il s'agit bien d'un travail manuel, dans des conditions extérieures quelquefois peu faciles, mais une part notable des réactions négatives déjà citées portaient sur des chantiers peu ou pas organisés avec des personnels peu ou pas formés. Comme tout type d'intervention, il s'agit d'organiser au mieux les chantiers et, dans ce cas, pour en réduire autant que possible la

pénibilité. L'accompagnement matériel de ces travaux peut concerner le déplacement des personnes sur le terrain dès lors que des sédiments fluides ou la profondeur des eaux les gênent : des embarcations deviennent nécessaires, si possible à fond plat pour en garantir la stabilité. De même le transport des plantes extraites en dehors du site peut être complexe et très fatigant : des sacs de transports adaptés, des embarcations assez grandes et du matériel en rive de déchargement des plantes stockées temporairement dans les embarcations, etc., peuvent être mis en œuvre dans cet objectif. Des efforts très importants d'amélioration des conditions de travail ont par exemple été fait par l'IIBSN pour faciliter le travail de l'équipe chargée de la gestion des jussies dans le Marais Poitevin, ils ont même débouché sur l'aménagement d'une péniche pour assurer un abri au personnel lors des repas et stocker le petit matériel, etc. (figure 70).

Figure 70

© Nicolas Pipet, IIBSN

Améliorer les conditions de travail dans les interventions d'arrachage manuel : bateau de service permettant la prise de repas à l'abri et servant au rangement du matériel.

D'autres moyens sont mis en œuvre pour améliorer l'hygiène et la sécurité du chantier, tels que : formations « premiers secours » et « gestes et postures », vaccinations, coordonnateur sécurité avec un Plan particulier de sécurité et de protection de la santé (PPSPS) (Pipet et Dutartre, 2014) (voir les expériences de gestion vol. 2, pages 34 et 67).

Comme déjà indiqué, ces interventions concernent presque exclusivement les espèces amphibies : l'arrachage manuel des espèces immergées est également possible mais plus complexe et moins efficace à cause de la fragilité des tiges et de l'implantation quelquefois profonde de ces plantes. Dans la mesure où ces interventions sont réalisées avec précaution et rigueur, en particulier en retirant des sites le maximum de plantes et de fragments de tiges, même de petites dimensions, leur efficacité est particulièrement élevée, limitant fortement les repousses des espèces ainsi régulées. De même, de par leur spécificité et le recours à très peu de matériel, elles restent peu intrusives dans les milieux et leurs impacts sur les habitats sont très réduits, voire nuls, puisque les espèces « non visées » ne sont pas touchées, ce qui peut leur permettre de continuer à se développer alors que l'espèce exotique visée n'exerce plus de compétition dans les communautés présentes. Par exemple, la gestion régulière des jussies dans le Marais Poitevin a permis la réapparition de diverses espèces indigènes immergées ou à feuilles flottantes (Pipet, comm. pers.).

Sur des berges présentant des débuts d'installation de plantes invasives, les plantes peuvent être arrachées à la main lorsqu'elles sont encore peu développées sinon il sera nécessaire de recourir à l'utilisation d'une pelle-bêche, d'une pioche ou d'une binette pour les jeunes plants. En effet il est très important d'arracher la totalité du système racinaire, en particulier pour les espèces qui drageonnent, afin d'éviter de les laisser se développer de nouveau, voire se multiplier par des arrachages incomplets. L'exportation des plantes ainsi arrachées est nécessaire afin de ne pas laisser en place de plantes éventuellement revivifiables. Des coupes manuelles de ces espèces sont également envisageables sur de tels débuts d'installation ou dans des sites colonisés de manière éparse où, compte tenu de l'intérêt écologique des habitats ou des espèces indigènes présentes, une intervention mécanisée n'est pas possible (voir les expériences de gestion vol. 2, page 99). Selon le diamètre des tiges, ces coupes peuvent être réalisées à l'aide de serpes, faucilles, sécateurs, scies, tronçonneuses, etc. (figure 71).

Figure 71

© ONCFS

Coupe manuelle à la serpe de baccharis dans la Réserve naturelle nationale des prés salés – Lège-Cap-Ferret.

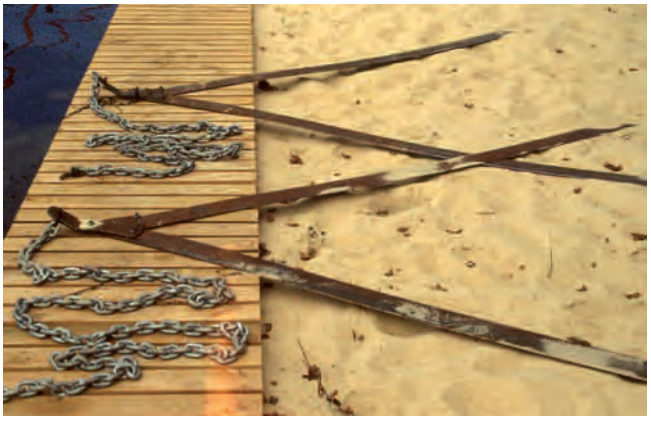
Ces interventions peuvent être réalisées par des bénévoles encadrés, des personnels temporaires ou permanents des collectivités gestionnaires, des entreprises d'insertion ou des entreprises privées. Dans tous les cas, des connaissances minimales sont nécessaires telles que critères d'identification des espèces, précautions à prendre pour l'arrachage et le transport des plantes et respect des conditions de sécurité dans des milieux à l'accès généralement malaisé. La présence d'un cahier des charges adapté aux interventions en facilite la réalisation et améliore l'efficacité. Depuis plusieurs années, quelques entreprises privées se sont spécialisées sur les techniques manuelles et offrent leurs services aux collectivités territoriales.

Dans quelques cas, d'autres entreprises, de très petite taille, proposent des prestations d'arrachage manuel en plongée autonome : les sites traités de cette manière sont la plupart du temps des installations de superficie limitée, tels que des ports, où la présence de pontons, chaînes et autres éléments de l'installation gênent ou empêchent les déplacements d'engins permettant la récolte des plantes. Cette technique n'est pas limitée par la profondeur des eaux mais son coût encore plus élevé que les autres interventions manuelles, la nécessaire spécialisation des intervenants et les difficultés des travaux subaquatiques en font une technique à réserver à des opérations ponctuelles dans des sites présentant une « valeur ajouté » importante.

■ Les interventions mécanisées

Des interventions mécanisées de gestion des plantes immergées sont réalisées depuis les années 1920. Le matériel disponible est très souvent adapté de l'agriculture (barres de coupe issues des faucheuses, tapis roulants, etc. (figure 72, page suivante). Sa gamme assez importante peut s'appliquer dans un grand nombre de situations (Dutartre et Tréméa, 1990). La « châtelaine », déjà citée pour les interventions manuelles (Isambert, 1989), est toujours utilisée dans certains travaux : cette lame lestée, simple ou double, peut être tractée sur le fond depuis une embarcation.

Figure 72

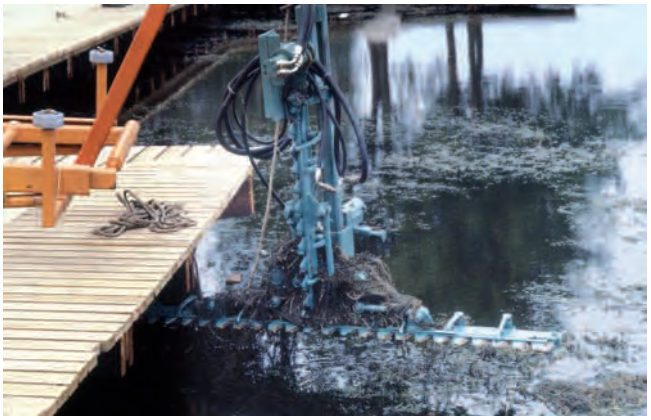


© A.Dutartre, Irstea

Lame de coupe tractée sur le fond.

Certains des appareils utilisés ne procèdent qu'à la coupe des plantes, c'est-à-dire du faucardage : ils sont généralement équipés de barres de coupe en T inversé installées en avant du bateau, ce qui permet le déplacement de l'embarcation dans les herbiers par la coupe continue des plantes par la barre horizontale subaquatique (figure 73). Avec ces appareils, la profondeur de coupe des plantes dépasse rarement un mètre. Jusqu'à récemment les plantes coupées n'étaient pas récoltées et étaient entraînées par le courant ou le vent, se déposant en aval dans les cours d'eau, généralement sur les barrages, ou sur les rives des plans d'eau proches des zones faucardées. Comme un des reproches majeurs faits au faucardage est justement l'abandon dans le milieu des masses de plantes coupées, pouvant causer des déficits en oxygène liés au pourrissement et une recolonisation par bouturage, divers constructeurs ont proposé des systèmes de ramassage pouvant être installés sur les bateaux faucardeurs après dépose des barres de coupe (figure 74). D'autres appareils spécifiquement équipés pour le ramassage des plantes sont également disponibles et utilisés par quelques entreprises spécialisées en complément de bateaux moissonneurs pour des opérations de grande envergure dans les plans d'eau.

Figure 73



© A.Dutartre, Irstea

Bateaux faucardeurs équipés de barres de coupe à l'avant et latéralement.

Figure 74

© A.Dutartre, Irstea

Râteau de ramassage des plantes coupées.

Les engins les plus récents permettent la moisson des plantes, c'est-à-dire des coupes et récoltes simultanées. De par leurs dimensions et leur relative inertie de déplacement, ces moissonneurs sont adaptés aux milieux stagnants ou à faible courant, présentant des fonds réguliers (Dutartre et Tréméa, 1990). En compléments des barres de coupe en U (deux verticales et une horizontale ou une seule), ils sont équipés d'au moins un tapis roulant permettant d'extraire au fur et à mesure les plantes coupées. La profondeur de coupe de ces engins peut atteindre deux mètres de profondeur (figure 75).

Figure 75

a © N. Pipet, IIBSN
b © A.Dutartre, Irstea

Bateaux moissonneurs.

Sur les plus grands moissonneurs disponibles (figure 76, page suivante), deux autres tapis roulants peuvent stocker et évacuer ensuite les masses végétales. Cette évacuation peut être réalisée soit directement en rive soit dans des bennes installées sur ponton dans la zone en cours de moisson, de manière à réduire le temps de déplacement du moissonneur sur le plan d'eau. Les engins de dimensions plus réduites sont seulement équipés du seul tapis d'extraction et les manipulations des plantes (stockage à bord et évacuation) sont alors réalisées par les opérateurs embarqués. Les barres de coupe sont fragiles : elles cassent assez facilement lors d'un choc

Figure 76

© A.Dutartre, Irstea

Bateau moissonneur (barres de coupe et tapis roulant d'extraction).

avec des obstacles sur le fond ou en pleine eau comme des pieux abandonnés à la suite d'installations humaines diverses dans les plans d'eau. Une reconnaissance des zones des milieux aquatiques devant faire l'objet de la moisson peut permettre de localiser ces risques d'accidents et de casse de matériel.

Selon leurs dimensions, ces engins peuvent stocker temporairement jusqu'à plusieurs mètres cubes de plantes et les transporter jusqu'au site de dépôt. Leur capacité de récolte simultanée présente un certain avantage par rapport aux techniques séparant coupe et récolte, particulièrement pour les interventions de gestion de plantes aquatiques immergées à fort pouvoir de bouturage : en effet, la production de fragments de tiges est réduite et le tapis roulant d'extraction est généralement assez efficace, ce qui limite l'abandon dans le milieu de boutures potentielles.

Les interventions de faucardage et de moisson concernent généralement des sites où les usages (navigation, pêche, chasse, etc.) sont gênés par des herbiers denses d'hydrophytes indigènes ou exotiques proches de la surface des eaux. Elles ont l'intérêt de faciliter la pratique de ces usages mais elles ont des durées d'action très variables selon les sites et les espèces pouvant atteindre au mieux une année mais ne dépassent généralement pas quelques mois, le temps que les plantes se développent de nouveau et atteignent la surface des eaux.

Les risques et incidences secondaires de ces interventions mécaniques sont assez bien connus. En particulier, aucune sélection des plantes à couper ou moissonner n'est possible. Par ailleurs, le passage des engins entraîne des remises en suspension momentanées de la couche superficielle fluide des sédiments. Enfin, la faune d'invertébrés inféodée aux plantes extraites est également retirée du milieu ainsi que des vertébrés de plus grande taille comme des tortues ou des poissons qui peuvent se retrouver piégés dans les plantes.

Afin de tenter d'évaluer les dommages causés aux populations piscicoles par les interventions de moisson, une étude a été réalisée sous l'égide de l'IIBSN en 2002 et 2003 sur le plan d'eau de Noron situé sur la Sèvre Niortaise en aval de Niort (Dutartre *et al*., 2005). Ce plan d'eau à usage essentiellement touristique était fortement colonisé par des hydrophytes pour la plupart indigènes dont le Cornifle (*Ceratophyllum demersum*), très largement dominant. L'analyse bibliographique préalable indiquait que les poissons capturés par ce type d'intervention étaient majoritairement des poissons de l'année dont les pertes en nombre ou en biomasse étaient variables de 2 à 25 % selon les auteurs.

Ces expérimentations ont confirmé les informations sur l'âge des poissons et les évaluations de perte calculées à l'échelle du bief dans lequel se trouve le plan d'eau de Noron ont donné 5,6 et 1,3 %, respectivement pour 2002 et 2003, correspondant à la « fourchette » basse des données de la littérature. Ces valeurs relativement faibles semblent donc démontrer qu'à l'échelle du bief les travaux de moisson régulière engagés pour satisfaire les besoins d'usages touristiques du plan d'eau de Noron présentent de faibles impacts, voire des impacts négligeables sur les populations piscicoles. Si les différences observées entre ces deux années d'expérimentations ne permettent pas de conclusion très précise, il a été observé que les captures de poissons (en nombre et en biomasse) étaient plus faibles dans l'après-midi et lorsque le sens de déplacement du moissonneur était de l'amont vers l'aval, ce qui permettrait de proposer des modifications éventuelles des pratiques de moisson dans ce type de milieu. Selon la période de moisson et le type de milieu, ces captures peuvent cependant être moins négligeables : il semble important de poursuivre de telles observations sur les incidences secondaires de ces interventions.

Des moissons régulières sont réalisées sur des plans d'eau à forte utilisation touristique. C'est par exemple le cas de l'Étang Blanc dans le Sud des Landes (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 23) où elles permettent de maintenir les usages de tourisme estival, pêche et chasse, en éliminant annuellement une partie des herbiers très denses de Grand Lagarosiphon colonisant plus de 100 ha des 180 hectares du plan d'eau. La réduction des biomasses extraites depuis quelques années ont conduit le Syndicat mixte Géolandes à financer une étude tentant d'évaluer les impacts de cette moisson régulière et les raisons de cette réduction apparente des développements de cette espèce (Bertrin *et al*., 2014). Les investigations menées n'ont pas permis de déceler de différences notables sur la qualité des eaux et des sédiment entre les stations étudiées (colonisées, non colonisées, moissonnées, non moissonnées, etc.) qui pourraient expliquer cette évolution et permettre de modifier la stratégie de gestion de cette espèce dans le plan d'eau.

D'autres engins comme des godets faucardeurs, des griffes, etc., installés sur un bras hydraulique d'un engin terrestre (tracteur, pelle mécanique) ou flottant (bateau, ponton, etc.) permettent d'enlever ou d'arracher les plantes immergées ou amphibies. Les godets adaptés à cet arrachage sont souvent grillagés pour laisser s'écouler eaux et sédiments fins lors de l'extraction des plantes et sont également munis de dents plus ou moins espacées pour faciliter la récupération des plantes (figures 77, 78 et 79).

Figure 77

© Nicolas Pipet, IIBSN

Exemple de godet adapté pour de l'arrachage mécanique de jussies.

Figure 78

© A.Dutartre, Irstea

Griffe utilisée dans le Marais Poitevin pour transférer à terre les jussies depuis la barge.

Figure 79

© A.Dutartre, Irstea

Arrachage de jussies à l'aide d'une griffe dans l'Étang blanc (Landes).

Ce type de matériel permet d'extraire rapidement des biomasses de plantes très importantes et de les déposer directement dans des camions de transport pour une évacuation ultérieure. Les interventions menées depuis un engin flottant semblent plus efficaces que celles menées depuis la terre (Haury *et al*., 2010). Ces godets ou griffes peuvent être simple ou double et l'écartement de leurs dents selon les types de plantes (peu écartées pour des plantes immergées, plus écartées pour des amphibies). La tout comme la dextérité des opérateurs participe également à l'efficacité de l'arrachage.

Cette technique permet de retirer tout ou partie des systèmes racinaires des plantes mais elle entraîne en même temps des quantités variables de sédiments entourant les racines, créant ainsi une pollution mécanique temporaire mais fortement liée au type de sédiments. Aussi, la nature des sédiments, depuis des vases aux fortes teneurs en matières organiques jusqu'à des éléments minéraux aux granulométries très variables, est-elle un élément à prendre en compte dans ces travaux vis-à-vis des impacts, et de l'efficacité de l'intervention et également dans le recyclage ultérieur des matériaux extraits du site.

Les risques de production de boutures potentielles par fragmentation des tiges des plantes lors de ce type d'interventions sont relativement importants (Haury *et al*., 2010) et doivent faire partie de l'analyse des impacts possibles, en termes de dispersion ultérieure des plantes à partir des sites des travaux.

Les plantes indigènes des bords des eaux peuvent être coupées ou fauchées en recourant aux engins déjà disponibles pour l'entretien du bord des routes ou des berges des cours d'eau (figure 80). En revanche cette technique ne peut être appliquée que de manière ponctuelle pour la plupart des espèces invasives, telles que le Baccharis à feuilles d'arroche (*Baccharis halimifolia*), la Berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*), les balsamines (*Impatiens* sp.) ou les renouées asiatiques (*Fallopia* sp.) car elle risque de faciliter la revitalisation des plantes. Des coupes répétées sur plusieurs années peuvent en revanche permettre d'épuiser ces espèces dont les renouées ou le baccharis et, réalisées avant la floraison, permettre en outre d'épuiser la banque de graines (Haury *et al*., 2010). Des précautions particulières destinées à réduire les dispersions ultérieures de ces espèces doivent également être mises en œuvre en exportant les tiges coupées de manière à ne pas en abandonner au cours du transport.

Figure 80

© A.Dutartre, Irstea

Traitement à l'épareuse d'une berge de cours d'eau (Dropt, Gironde).

Le recours à du gyrobroyage est envisageable sur des terrains peu accidentés et suffisamment portants pour permettre le déplacement d'engins souvent équipés de chenilles (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 102 et la figure 80). La matière organique ainsi broyée reste sur place. Cette technique n'est généralement pas applicable sur les berges des cours d'eau.

L'arrachage des plantes de berges à la pelle mécanique peut être très efficace s'il inclut les systèmes racinaires des espèces, ce qui peut être assez facilement réalisable pour les espèces à enracinement peu profond, comme la balsamine, beaucoup moins pour les espèces à enracinement profond comme les renouées. Cette technique est donc à plutôt réserver à des interventions sur des sites de faibles superficies à forts enjeux écologiques (Haury *et al*., 2010). Les résidus de terrassement peuvent être exportés en prenant des précautions pour ne pas laisser échapper des tiges ou des fragments de rhizomes lors du transport. De plus, pour les renouées, la réutilisation de ces terres doit être envisagée en tenant compte des capacités très importantes de développement de nouvelles plantes à partir des rhizomes : la gestion de terres extraites de sites colonisés par les renouées, transportées d'un site à un autre, souvent réutilisées dans de nouveaux terrassements sans attention à cette vitalité des rhizomes, est une des explications de la dispersion très rapide de ces espèces en métropole.

La gestion de ces terres contaminées par des fragments de rhizomes est très difficile. En exclure toute réutilisation ne semble pas envisageable car se pose alors la question de leur stockage définitif par enfouissement, par exemple. Toutefois aucune solution généralisable ne semble actuellement disponible. Un tamisage des terres pour en extraire ces fragments de rhizome est éventuellement possible selon le type de terre. C'est d'ailleurs une solution proposée en Grande-Bretagne pour gérer ces terres (voir par exemple http://www.wiseknotweed.com/japanese-knotweed-removal-treatment/screening-sifting/).

Des expérimentations de concassage des terres contenant des rhizomes de renouées, suivi d'un enfouissement sur place et d'un bâchage du site jusqu'à la décomposition complète des rhizomes, montrent qu'il est possible d'éviter ces risques de dissémination (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 81). Assez coûteuse, appliquée avec rigueur et sur des sites de superficies réduites, cette technique est efficace mais sa réalisation en bordure de cours d'eau présente une sécurité réduite face aux risques de crues et d'érosion, en particulier pour la bâche plastique qui garantit la réussite de l'intervention. Par ailleurs, pour des questions de coûts, elle n'est pas envisageable sur des linéaires importants (elle peut être réservée à des sites d'installation des plantes en amont des bassins versants permettant d'empêcher la colonisation ultérieure vers l'aval) et nécessite une seconde intervention mécanique un à deux ans plus tard.

Figure 81

© SMAGE des Gardons

Gestion mécanisée des renouées dans le Gard : a) broyage des matériaux ; b) rotor et barre de broyage du godet.

■ Quelques rappels sur les herbicides

L'application d'herbicides pour réguler les développements de plantes aquatiques est un moyen qui a été classiquement employé en France durant plusieurs décennies jusqu'à son arrêt devenu total fin 2009, arrêt précédé par une diminution assez rapide en quelques années du nombre des produits commerciaux homologués pour cet usage particulier. Cet usage « milieux aquatiques » était d'ailleurs une dérogation par rapport à l'interdiction générale d'application ou d'entraînement d'herbicides dans les eaux. Il faisait l'objet depuis longtemps de divers débats et polémiques portant principalement sur la toxicité de ces produits (toxicité aigüe, rémanence) sur les communautés vivantes non visées par l'application et sur la contribution de cette technique de gestion des plantes aquatiques à la contamination des eaux et à l'altération de leur qualité par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture.

La réglementation a évolué au fil des années pour tenter de mieux réguler les conséquences sur l'environnement de l'emploi de ces intrants agricoles. Différents textes européens ont contribué à cette évolution, dont la directive CEE 80-778 relative à la qualité de l'eau potable, fixant des seuils de contamination à ne pas dépasser, la directive 91/414/CEE relative à l'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques renforçant les critères d'évaluation toxicologiques et écotoxicologiques pour l'homologation des nouvelles molécules, et programmé le réexamen des anciennes, et, plus récemment, la directive cadre sur l'eau (2000/60/CE). Adoptée en 2000, cette directive fait obligation aux États membres d'atteindre en 2015 un « bon état » chimique et écologique de leurs « masses d'eau » superficielles, et un « bon état » chimique des masses d'eau souterraines. Enfin, la directive cadre 128/CE du 21/10/2009 a instauré un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatibles avec le développement durable. Elle s'est traduite en France par la mise en œuvre du plan Écophyto issu des travaux du Grenelle de l'environnement menés en 2008. Ce plan vise à réduire progressivement l'utilisation des produits phytopharmaceutiques en zones agricoles et non agricoles (voir page Écophyto sur http://agriculture.gouv.fr/ ou http://www.ecophytozna-pro.fr/).

L'arrêté du 12 septembre 2006 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits phytosanitaires visés à l'article L.253-1 du code rural définit des bonnes pratiques d'utilisation de ces produits (http://www.ecophytozna-pro.fr/data/arrete_du_12_09_06_7.pdf). En particulier, il impose des zones de non traitement (ZNT), de cinq mètres minimum, sur l'ensemble des « points d'eau » (cours d'eau, plans d'eau, fossés et points d'eau permanents ou intermittents figurant en points, traits continus ou discontinus sur les cartes au 1/25 000 de l'Institut géographique national). Cette ZNT ne doit recevoir aucune application directe de produit. Sa largeur peut varier de 5 à 100 mètres en fonction du « point d'eau » et du produit utilisé. La liste des points d'eau à prendre en compte pour l'application de cet arrêté peut être définie « par arrêté préfectoral pour tenir compte de caractéristiques locales particulières. Cet arrêté doit être motivé. » (voir par exemple les arrêtés préfectoraux des départements Deux-Sèvres, Loire-Atlantique, Maine-et-Loire et Vendée accompagnés d'annexes explicatives téléchargeables sur la page suivante : http://www.sevre-nantaise.com/espace-publications/).

Cette technique de gestion des plantes aquatiques est encore largement utilisée dans de nombreux pays, dont par exemple les États-Unis ou le Royaume-Uni. Par exemple, l'utilisation de glyphosate pour éradiquer les jussies dans les quelques sites où elles se sont installés en Angleterre fait partie des techniques utilisées, même si « *des applications répétées sur plusieurs années étaient nécessaires pour éradiquer la plante. De minuscules fragments de rhizome ayant survécu au traitement peuvent former de nouvelles plantes qui sont facilement ignorées sur le terrain* » (Renals, 2014).

Rappelons pour terminer que ces applications d'herbicides n'atteignaient généralement pas l'objectif d'éradication quelquefois annoncé par les prosélytes de cette technique et que les durées réelles de leur efficacité restaient réduites à un ou deux ans. Ajoutée aux risques de toxicité, leur absence de sélectivité sur les plantes qui conduisait à un « désherbage » complet de la zone traitée en faisait de toute manière une technique à envisager « avec beaucoup de prudence » (Dutartre, 2002).

Des précautions à prendre

Intervenir sur les plantes invasives doit avoir pour objectif de les éradiquer (dans les rares cas où cela s'avère possible) ou de les réguler (dans la quasi-totalité des cas) en prenant les précautions nécessaires pour que les interventions ne soient pas une cause indirecte de dispersion supplémentaire de ces espèces. Parmi les potentialités inhérentes à nombre de ces espèces, la capacité de production de boutures viables à partir de fragments de tiges ou de rhizomes de tailles ne dépassant pas quelques centimètres est probablement celle qui doit retenir la principale attention des gestionnaires.

Ces capacités sont maintenant très bien évaluées pour des hydrophytes comme les Hydrocharitacées, des espèces amphibies comme les jussies ou les espèces de berges comme les renouées asiatiques. C'est pourquoi, par exemple, il est très important que les techniques appliquées fragmentent le moins possible les plantes à extraire des sites, ou si elles produisent des fragments malgré tout, que des précautions complémentaires soient prises lors des interventions pour qu'ils puissent être récupérés, autant que faire se peut, avant leur dispersion ultérieure. La pose de filets permettant de confiner les espèces hydrophytes ou amphibies dans la zone de travaux (amont – aval dans un cours d'eau ou un fossé, le périmètre de la zone dans un plan d'eau) est un moyen assez communément appliqué (Haury *et al*., 2010) qui doit être complété par des nettoyages réguliers des filets. Dans certains cas particuliers, tels que portions de fossés, la création de batardeaux temporaires peut également assurer une certaine sécurité des interventions.

Parmi ces précautions, il est maintenant admis qu'un enlèvement manuel des fragments abandonnés dans les milieux ayant fait l'objet d'interventions mécanisées est un complément technique indispensable pour améliorer notablement la qualité et la durabilité des travaux. Le ramassage à la main ou à l'épuisette des fragments, dénommé « écumage » dans l'ouvrage d'Haury *et al.* (2010), permet de récupérer des fragments de toute taille, y compris dans des endroits peu accessibles. Il est particulièrement efficace pour les plantes amphibies telles que les jussies.

De même, en cas de stockage temporaire de renouées coupées avant exportation pour élimination (ou sur des zones de brûlage), il convient de veiller à ce que les produits de coupe ne touchent pas la terre pour éviter les risques de reprise *in situ*. La pose de bâches ou la réalisation d'un matelas avec des branchages d'autres essences pour éviter le contact renouée/terre végétale est conseillée. L'utilisation d'un géotextile non tissé, moins lourd qu'une bâche et perméable à l'eau peut faciliter le séchage des produits de coupe (Reygrobellet, comm. pers.). Par ailleurs, il est désormais prouvé qu'il y a souvent formation de graines viables dans de nombreux massifs de renouées, ce qui conduirait à intervenir si possible avant la floraison (Haury *et al.*, 2010), ce qui pourrait réduire la dispersion des espèces, voire limiter l'apparition d'hybrides fertiles (*Fallopia* x *bohemica*).

Le nettoyage des sites et du matériel (engins, outils manuels, équipements des opérateurs) est nécessaire à la fin des interventions pour éviter le transport accidentel de fragments de tiges ou de rhizomes. Une attention particulière devra être portée aux espèces amphibies ou des berges dont la résistance à la dessiccation peut être importante : de nombreuses introductions de jussies ou des renouées asiatiques sont la conséquence de transports de ces fragments par les engins de travaux non nettoyés (Haury *et al.*, 2010). Du matériel de nettoyage (nettoyeur à haute pression en particulier) devrait donc faire partie de l'équipement permanent des entreprises ou des équipes engagées dans ces travaux afin de permettre un nettoyage sur le site même, limitant ainsi les risques de transport ultérieurs de ces propagules.

L'évacuation et le transport des plantes extraites en dehors des sites et leur éventuel stockage temporaire avant leur recyclage définitif doit également faire l'objet de précautions importantes de manière à réduire autant que possible l'abandon dans le milieu ou l'évasion lors du transport de fragments de plantes (figure 82, page suivante). L'évacuation des plantes peut, par exemple, être sécurisée par un bâchage temporaire de la partie de berge où

vient accoster le ponton flottant afin que lors du transfert direct des plantes entre ponton et remorque ou camion de transport, les plantes éventuellement tombées puissent être récupérées puis évacuées après le nettoyage du chantier (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 70). Un dépôt intermédiaire sur la berge, même sur une bâche, présente des risques plus importants de dispersion des plantes. Les véhicules de transport devront être choisis en fonction de cette même recherche de sécurité pour ne pas laisser échapper de plantes.

Figure 82

© Hélène Gervais, CEN Centre

Dépôt sécurisé de renouée sur une bâche.

Enfin, certaines plantes invasives produisent des graines pouvant leur assurer un autre mode de dispersion que par les fragments de tiges ou de rhizomes. Il s'agit en particulier des jussies pour les espèces amphibies et, par exemple, du baccharis pour les espèces de berges. La taille des graines et leur facilité de dispersion par les eaux ou les vents les rendent quasiment impossibles à contrôler, sinon à intervenir lorsque c'est possible avant la formation de ces graines (coupe des baccharis avant la floraison) et à surveiller les sites dans lesquels toute partie végétative des espèces en question a été retirée pour être capable d'intervenir rapidement en cas d'apparition de plantules.

Panorama des techniques de gestion des espèces animales

Les différentes méthodes, directes et indirectes, de contrôle des populations d'espèces animales exotiques envahissantes sont récapitulées dans le tableau 9, p. 182.

Contrôle direct des populations

La principale méthode de gestion des populations d'animaux exotiques envahissants est un contrôle des effectifs. Elle est réalisée à l'aide de différentes techniques qui sont pour la plupart encadrées règlementairement et nécessitent des autorisations.

■ Le piégeage

Il permet de prélever les individus afin de limiter les populations. La réglementation concernant le piégeage des animaux a fortement évolué depuis les années 1980. Certains pièges tuants ont été totalement interdits (pièges à mâchoires et pièges à feu par exemple), d'autres réglementés. La liste des animaux considérés comme nuisibles, et dont la destruction par piégeage est fixée, est revue annuellement depuis 2012 par arrêté ministériel. Les pièges sont répertoriés dans différentes catégories et ceux provoquant la mort immédiate de l'animal doivent être homologués. Tout piégeur pratiquant dans le milieu naturel doit disposer d'un agrément (délivré suite à une formation obligatoire), sauf pour les personnes qui capturent les ragondins et rats musqués à l'aide de cages pièges.

C'est ce dernier type de piège qui est le plus utilisé pour les rongeurs invasifs et le Vison d'Amérique (figure 83). Ce piège, de catégorie 1, est un piège sélectif non létal qui permet de limiter l'impact sur les espèces autochtones non visées comme le Castor, la Loutre et le Putois d'Europe, etc. Les pièges doivent être relevés quotidiennement par les piégeurs. Le piège en X (ou conibear), utilisé également pour la destruction des rongeurs invasifs, appartient aux pièges de catégorie 2 et est interdit d'utilisation dans les secteurs ou la présence de Castor, de Loutre ou de Vison d'Europe est avérée. Il est donc peu utilisé en milieu aquatique.

Figure 83

© Anaïs Borrell

Vison d'Amérique capturé dans une cage-piège.

L'utilisation de nasses (figure 84) pour la capture d'amphibiens, de reptiles, de poissons ou d'invertébrés exotiques envahissant est également réglementée. Sur le domaine public, l'utilisation de nasses dépend de la réglementation départementale (nombre et type de nasses en fonction de la catégorie piscicole du cours d'eau, utilisation par les pêcheurs amateurs ou professionnels, etc.). En règle générale, leur utilisation doit faire l'objet d'un arrêté préfectoral dans le cadre d'une intervention de gestion d'une population d'espèce exotique envahissante.

L'immersion partielle des nasses permet de limiter l'impact sur les espèces autochtones à respiration aérienne, permettant aux espèces non ciblées de rester en surface et de ne pas se noyer. Les nasses doivent être relevées régulièrement. En revanche, cette précaution ne limite pas l'impact sur les espèces non ciblées à respiration aquatique comme les poissons ou les larves d'amphibiens par exemple. Ainsi, dans le cadre de la gestion de l'Écrevisse de Louisiane dans les marais de Brière, il a été développé des pièges très sélectifs limitant fortement la capture d'espèces sensibles comme l'anguille (Paillisson *et al*., 2013).

Figure 84

© Guillaume Koch

Nasse immergée partiellement mise en place pour la capture de Xénope lisse.

D'autres pièges sélectifs ont également été développés ou adaptés pour les actions de gestion d'espèces animales exotiques envahissantes. C'est le cas, par exemple, de la « cage Fesquet » développée pour le piégeage de la Tortue de Floride (voir expérience de gestion vol. 2, page 175). Ce piège se présente sous la forme d'une cage grillagée avec à sa base, une entrée en forme de tunnel (figure 85). Au contraire de la nasse, il est posé sur le fond du plan d'eau et permet la capture des tortues se déplaçant et chassant sur le fond. Le haut de la cage est toujours hors de l'eau afin de permettre aux individus capturés de respirer (Cases, comm. pers., 2014).

Figure 85

© SYMBO

Cage piège « Cage Fesquet » employée pour la capture de Tortue de Floride.

Les filets peuvent également être utilisés pour capturer les poissons, et les oiseaux en période de mue postnuptiale, alors inaptes au vol. Leur utilisation en milieu aquatique est soumise à la règlementation départementale de la pêche aux engins en vigueur. Concernant les oiseaux, l'utilisation de filet est soumise à la réglementation sur la chasse. Dans tous les cas, l'emploi de cette technique doit faire l'objet d'un arrêté préfectoral dans le cadre d'une intervention de gestion d'une population d'espèce exotique envahissante. La capture des oiseaux au filet en période de mue nécessite une grande technicité mais permet la capture d'un grand nombre d'individus en un temps limité. Elle est cependant difficile à mettre en œuvre en contexte urbain et sur les sites très fréquentés par le public, engendrant souvent de l'incompréhension en l'absence de sensibilisation en amont sur les interventions de gestion programmées.

Concernant l'utilisation de filets maillants pour la régulation d'espèces piscicoles invasives, il convient de souligner qu'il s'agit d'une méthode dont l'efficacité dépend beaucoup de l'espèce visée (par exemple le silure (*Silurus glanis*), du fait de sa taille et de sa morphologie, se maille mal dans les filets) mais reste très peu sélective et bien souvent létale pour de nombreuses espèces.

Enfin, il est important de garder à l'esprit que le piégeage ne garantit absolument pas un contrôle efficace des populations invasives ou la limitation des impacts sur le milieu et que des effets secondaires tels qu'une augmentation du recrutement peuvent être observés (cas des écrevisses exotiques, Poulet, 2014).

■ Le tir

La destruction d'individus de populations d'espèces exotiques envahissantes animales a lieu lors d'interventions réalisées ou encadrées par les autorités administratives compétentes (agents de l'ONCFS, lieutenants de louveterie et leurs collaborateurs). Ces tirs sont encadrés par des arrêtés préfectoraux, en lien avec l'article L411-3 du Code de l'environnement. Les mesures de sécurité et l'absence d'impacts de ces tirs sur d'autres espèces doivent être prises en compte lors des opérations de régulation des populations. Les armes à feu les plus fréquemment employées sont les fusils à canon lisse (fusil de chasse calibre 12), les carabines de différents calibres (222 REM, 22 Long rifle, 17 HMR et 22 hornet) (figure 86). Ces armes à feu peuvent être munies de lunettes et de silencieux. Les carabines à air comprimé sont également utilisées pour la destruction par tir de la Grenouille taureau. L'utilisation de munitions à base de grenaille d'acier au lieu de grenaille de plomb est obligatoire lorsque ces actions ont lieu dans les milieux aquatiques (circulaire ministérielle du 4 avril 2006).

Figure 86

© JF. Maillard

Opération de tir d'Érismature rousse. Rappelons que le tir sur l'eau ou sur la glace est interdit à cause des risques de ricochets. Ces opérations doivent ainsi être strictement encadrées et toutes les précautions doivent être prises, tant pour le tireur que ses auxiliaires, pour éviter les risques d'accidents.

■ La chasse et la pêche

Les actions de chasse permettent de réaliser des prélèvements de certains animaux exotiques envahissants. Elles sont uniquement applicables pour les espèces chassables, pendant la période d'ouverture annuelle, et réservées aux détenteurs d'un permis de chasse validé. En 2014, six espèces de vertébrés exotiques envahissants

sont classées gibier et nuisibles et peuvent être chassées : le Ragondin, le Rat musqué, le Vison d'Amérique, le Raton laveur, le Chien viverrin et la Bernache du Canada. La destruction du Vison d'Amérique par le tir est interdite, en lien avec des confusions avec le Vison d'Europe, espèce protégée, dans les onze départements français où cette espèce est présente.

La pêche à la ligne n'a, à notre connaissance, jamais été un moyen efficace de gestion des poissons, des crustacés ou des « grenouilles » considérées comme invasives ; voire même, cette activité aggraverait la situation (dissémination des individus).Toujours est-il que la pêche à la ligne des espèces non indigènes de poissons, crustacés et grenouilles est autorisée aux détenteurs d'une carte de pêche valide d'adhérent à une association agréée de pêche et de protection du milieu aquatique (AAPPMA) et sous réserve du respect des éventuelles périodes de fermeture et de taille légale de capture. À noter que règlementairement, certaines de ces espèces peuvent être considérées comme « espèces non représentées » voire comme « espèces susceptibles de provoquer des déséquilibres biologiques ». Dès lors, il est interdit de les lâcher ou de les relâcher vivantes dans le milieu naturel ainsi que de s'en servir comme appât. Par ailleurs, le transport vivant d'Écrevisse de Louisiane est soumis à autorisation (voir le chapitre 2 pour plus de détail concernant la règlementation).

Certaines de ces opérations peuvent engendrer des dérangements plus ou moins importants vis-à-vis d'espèces non visées par la gestion, ce qui peut créer des tensions avec des usagers de ces ressources : une attention particulière devrait être portée sur ce point lors de leur mise en œuvre.

La stérilisation

La stérilisation des œufs d'oiseaux, ou la récolte des pontes, peut permettre de limiter les populations d'animaux exotiques envahissants. Cette méthode, plus discrète que les opérations de tir ou de piégeage, est particulièrement utilisée pour les oiseaux dans les zones fréquentées par le public (figure 87). Elle est également employée pour la récolte de pontes d'amphibiens invasifs comme la Grenouille taureau (figure 88). Cette méthode demande un temps important de prospection du site d'intervention afin de ne pas oublier de pontes et doit être couplée à d'autres méthodes de régulation (tir, piégeage) pour une efficacité maximale (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 201). La destruction des œufs est également encadrée par arrêté préfectoral.

Figure 87

© Daniel Serre

Stérilisation d'œufs de Bernache du Canada.

Figure 88

© SEBB

Collecte de pontes de Grenouille taureau.

La stérilisation directe des individus est une méthode encore peu appliquée. En métropole, elle a été testée sur l'Écrevisse de Californie (Duperray, 2010 ; Basilico *et al*., 2013) et repose sur la stérilisation des gros mâles et de leur relâcher avant la période de reproduction, afin de faire diminuer progressivement le taux de reproduction (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 139).

La lutte chimique

La lutte chimique à l'aide d'appâts empoisonnés a été largement employée, notamment pour la lutte contre les rongeurs invasifs. Ces méthodes, peu coûteuses mais pouvant affecter des espèces non cibles et provoquer des empoisonnements secondaires, ont été réglementées en 2007. L'utilisation de la Bromadiolone a été interdite dans le cadre de la lutte contre le Ragondin et le Rat musqué en 2007 (arrêté du 6 avril 2007 relatif au contrôle des populations de ragondins et de rats musqués). La Roténone, molécule organique naturellement produite par certaines plantes tropicales, toxique pour de nombreuses espèces d'animaux à sang froid, a été utilisée pour réguler des populations de poissons et d'amphibiens exotiques envahissants. Dans le cas du Pseudorasbora, le traitement d'étangs à la Roténone précédé d'une pêche de sauvegarde des espèces piscicoles natives et suivi de leur réintroduction a permis l'éradication de l'espèce invasive et une augmentation de la production de la faune piscicole native (Britton *et al*., 2010). Cependant, pouvant entraîner de la mortalité chez d'autres espèces lorsqu'utilisée dans le milieu naturel, l'utilisation de la Roténone a été définitivement interdite depuis le 30 avril 2011 (avis du ministère de l'agriculture et de la pêche du 21 août 2011). D'autres biocides sont disponibles et permettent de réguler efficacement des espèces comme les écrevisses exotiques (Poulet, 2014) mais la réglementation concernant leur l'utilisation est complexe et liée à différentes directives et règlements européens. Leur utilisation nécessite ainsi des autorisations spéciales délivrées par le ministère en charge de l'écologie.

Contrôle indirect des populations

La vidange et la mise en assec des plans d'eau

Cette méthode est employée pour certains invertébrés, poissons et amphibiens. La vidange et la mise en assec doivent souvent être accompagnées de barrières de piégeage posées autour de l'intégralité du plan d'eau pour éviter que l'espèce ciblée ne quitte la zone et ne se disperse dans l'environnement adjacent (figure 89). Les pièges de cette barrière doivent être relevés quotidiennement afin de libérer toute espèce autochtone qui s'y trouverait. Des systèmes de filtration doivent être également fonctionnels afin d'éviter la fuite de l'espèce gérée. Les poches d'eau restant dans la cuvette des plans d'eau peuvent être pêchées et chaulées pour éliminer tout individu restant. Plusieurs années consécutives de mise en assec garantissent la réussite des opérations de gestion. Rappelons que les vidanges sont soumises à autorisation (voir page 159 et retour d'expérience de gestion vol. 2, page 158).

Figure 89

© CDPNE

Barrière de piégeage mise en place pour la gestion de la Grenouille taureau en Sologne.

Cette méthode pourrait être éventuellement testée sur les mollusques. Les observations réalisées par Leuven *et al*. (2014) sur une partie du cours de la rivière *Nederrijn* aux Pays Bas, durant un épisode de basses eaux de cinq jours durant l'hiver 2012, ont montré de très importantes réductions des populations de Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et de Moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) du site. Durant cette courte période, les températures journalières de l'air ont varié de -3,6 à -7,2 ° C, celles de l'eau, mesurées à 10 cm de profondeur, de 0 à 1,8 °C. Les densités des deux espèces ont diminué de matière presque complète puis ont légèrement augmenté au bout de six mois pour revenir approximativement aux densités de départ 18 mois après l'épisode de basses eaux. Les auteurs concluent que provoquer de telles modifications de niveaux des eaux dans des conditions hivernales sévères pourrait être un outil de réduction temporaire des mollusques invasifs. Le rétablissement complet de la structure des populations de mollusques pourrait prendre deux à trois ans, aussi recommandent-ils d'évaluer les effets à long terme d'interventions récurrentes de ce type sur les communautés vivantes. Notons toutefois les difficultés de mise en œuvre d'une telle méthode, applicable seulement dans des milieux où le niveau des eaux peut-être fortement modifié, et sous réserve que la période choisie pour l'intervention présente de très basses températures.

■ Modification du milieu

Une autre méthode pour limiter les nuisances causées par les animaux exotiques envahissants est la restauration et la conservation des habitats. Ce sont souvent les modifications de l'habitat qui favorisent à la fois la régression des espèces autochtones et l'installation d'espèces exotiques. Ne pas offrir de conditions favorables à l'installation et au développement des espèces exotiques envahissantes peut permettre de réduire l'invasibilité des écosystèmes. La gestion des espaces naturels doit être adaptative et intégrer les risques d'invasions biologiques et peut également s'appliquer en milieu urbanisé. Par exemple, afin d'éviter l'installation de Bernache du Canada ou d'Ouette d'Égypte sur un plan d'eau, la mise en place de zones de végétation le long des berges, l'interruption de prairies ou de gazon par la mise en place de jachères fleuries ou la suppression des îles artificielles sont des alternatives bien moins onéreuses que la mise en place de clôtures. Ces méthodes de gestion sont encore peu mises en œuvre en France car peu acceptées des usagers.

Tableau 9

Récapitulatif des différentes méthodes de contrôle des populations d'espèces animales invasives (X : applicable, NA : non applicable, NC : non connu). Attention : les méthodes indiquées comme applicables n'impliquent pas qu'elles soient efficaces en toute situation.

Groupe taxonomique	Piégeage	Tir	Chasse /Pêche	Stérilisation	Lutte chimique	Vidange et assec	Contrôle biologique	Modification du milieu
Invertébrés (écrevisses)	X	NA	X	X (mâles reproducteurs)	X	X	NC	NC
Poissons	X	NA	X	NC	X	X	NC	NC
Amphibiens	X	X	NA	X (collecte de ponte)	X	X	NC	NC
Reptiles	X	X	NA	X (collecte de ponte)	NC	NC	NC	NC
Oiseaux	NA	X	X	X (œufs)	NC	NA	NA	X
Mammifères	X	X	X	NC	X	NA	NA	NC

Exclusion des populations

L'exclusion des populations consiste à les empêcher de s'implanter sur certains sites où elles causent des nuisances ou des dommages. Ces techniques sont particulièrement employées lorsque des dommages agricoles sont constatés. Elles peuvent être mises en place dans des contextes d'intervention complexes où les interventions de contrôle direct des populations ne peuvent pas l'être (zones urbaines fréquentées par le public par exemple). Ces méthodes permettent de ramener les nuisances à un seuil jugé tolérable mais n'impactent pas l'effectif des populations. Elles peuvent néanmoins être couplées à d'autres mesures de contrôle des effectifs. Non sélectives, elles peuvent également éloigner d'autres espèces non ciblées.

■ Exclusion physique

L'exclusion physique des populations d'espèces exotiques envahissantes consiste en la pose de barrières physiques et de clôtures. Ces dispositifs doivent être adaptés au site et à l'espèce cible. La hauteur, la taille des mailles des clôtures, le type de grillage et leur configuration doivent être adaptés et posés correctement afin d'assurer leur efficacité. Actuellement, ces méthodes sont principalement employées pour les oiseaux et les rongeurs exotiques envahissants (figure 90).

Figure 90

© Parcs Québec

Filet mis en place pour éviter la présence de Bernache du Canada sur une plage, au Québec.

Cependant, elles sont aussi efficaces pour ralentir voire stopper la colonisation d'écrevisses exotiques vers l'amont de certains cours d'eau. Bien évidemment, cette solution limite la migration vers l'amont de nombreuses espèces de poissons et ne doit être envisagée que dans des cas bien précis à forts enjeux astacicoles telles que la présence d'écrevisses natives à l'amont ou l'existence d'un habitat jugé favorable à la réintroduction de ces dernières. Enfin, cette solution n'est pas applicable aux cours d'eau classés au titre de l'article L214-17 du Code de l'environnement (Poulet, 2014).

■ Effarouchement

L'effarouchement consiste à induire une modification comportementale de l'espèce ciblée et à l'éloigner des sites où les nuisances sont constatées. Cette méthode applicable sur le court terme est principalement utilisée pour les oiseaux. L'effarouchement peut être visuel (ballons et cerfs-volants à l'effigie d'oiseaux de proie, épouvantails, drapeaux, rubalise) ou acoustique (canon à gaz).

Le tableau 10, page suivante, dresse le bilan des principales méthodes de contrôle de la faune invasive.

Tableau 10 *Bilan des principales méthodes de contrôle de la faune invasive. Adapté de Soubeyran, 2010, d'après Courchamp* et al.*, 2003.*

Technique de contrôle	Avantages	Limites	Réglementation
Piégeage	Efficace dans les zones accessibles Sélectif (pièges catégorie 1)	Repose souvent sur des réseaux de piégeurs bénévoles Besoin de matériel important Vol et détérioration des pièges Relevé des pièges quotidien Formation des piégeurs à la reconnaissance des espèces non ciblées Nécessite une bonne expérience des techniques de piégeage Requiert l'utilisation d'appâts spécifiques Peut causer des problèmes éthiques Sélectivité très variable selon les types de piège Efficacité limitée dans le cas des espèces exclusivement aquatiques en milieu ouvert (cours d'eau, grands plans d'eau, réseau de canaux, etc.) Effets secondaires possibles tel que la redynamisation de la population	Réglementation des espèces nuisibles Autorisations et agrément de piégeurs
Tir	Très efficace et sélectif. Méthode éthique	Besoin d'une bonne accessibilité du site d'intervention (accès propriétés privées) Formation des tireurs indispensable Besoin de communication auprès du public Pas applicable dans toutes les situations (contexte urbain ou site protégé par exemple) Consignes de sécurité indispensables	Autorisations préfectorales listant les périodes de destruction, les sites, les moyens employés et les personnes désignées
Chasse/pêche	Réalisée par les détenteurs du permis de chasse et de carte de pêche en vigueur Peu coûteux Possible dans les propriétés privées	En l'absence d'incitation à la limitation des effectifs et de mise en place de carnet de prélèvement, peu de résultats en termes de limitation des populations Peut disperser les populations Besoin de former les chasseurs et pêcheurs à la reconnaissance des espèces	Règlementation chasse, pêche et nuisibles
Stérilisation	Méthode bien tolérée du grand public et réalisable dans les contextes d'intervention difficiles Demande peu de technicité	Recherche des œufs et pontes chronophage Nécessité de répéter les actions plusieurs années consécutives et de les coupler avec d'autres mesures de gestion Pour certaines espèces, nécessite de relâcher un grand nombre d'individus stérilisés pour être efficace	Autorisations préfectorales
Lutte chimique	Peu coûteux et efficace. Facile à appliquer	Non sélectif Nécessite une autorisation spécifique Requiert une information et une sensibilisation du public	Autorisation ministérielle et/ou préfectorale indispensable
Vidange et mise en assec	Respectueux de l'environnement et efficace Faible coût	Besoin d'autorisations des propriétaires sur les propriétés privées Peu accepté des usagers Efficace si laissé en assec plusieurs années Nécessite la mise en place de barrières de piégeage et de systèmes de filtration pour éviter la fuite des individus	Pour les plans d'eau de plus de 0,1 ha ou issus de la retenue d'un barrage : arrêté du 27 août 1999
Contrôle biologique	Mise en œuvre dans toutes les zones cibles (pas de difficultés d'accès aux zones reculées par exemple) Résultats autosuffisants sur le long terme Moins de risque pour l'environnement (pas d'utilisation de biocides ou de techniques non spécifiques) Coûts de mise en place du programme moins coûteux à terme que les coûts de gestion régulière classique	Durée et coût nécessaires du programme de recherche préalable pour identifier, contrôler et tester les agents potentiels Temps requis une fois l'agent relâché, pour qu'il se propage et provoque les effets voulus au sein du peuplement ciblé Incertitude en ce qui concerne le niveau de contrôle du peuplement ciblé induit par l'agent de contrôle; Impacts potentiels imprévus de l'agent sur des espèces ou des communautés autochtones non visées Le mécanisme même de contrôle de la population par contrôle biologique, qui ne permet pas l'éradication mais réduit la densité	Réglementation sur l'introduction d'agents de contrôle biologique (ministère de l'agriculture)
Modification du milieu	Préventif et curatif. Respectueux de l'environnement. Sur le long terme.	À intégrer avant d'aménager le site Peu accepté des usagers	En fonction du site d'intervention (milieu naturel, milieu privé ou public, etc.)
Exclusion physique	Utilisable en zone très fréquentée par le public ou dans les zones ou la destruction n'est pas possible Peu coûteux (dans le cas de structures déjà existantes) Durable	Coûteux et complexe à mettre en place (si rien n'existe au préalable), besoin d'entretien Exclu également des espèces non ciblées	Dans le cas des obstacles en cours d'eau, se référer au classement des cours d'eau (L 214-17 CE)
Effarouchement	Utilisable en zone très fréquentée par le public ou dans les zones ou la destruction n'est pas possible	Fonctionne sur le très court terme Peut gêner d'autres espèces non ciblées	Pas de réglementation particulière

Contrôle biologique des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques

Cette partie est adaptée d'un dossier préparé pour la deuxième lettre d'information du groupe Invasions biologiques en milieux aquatiques (voir http://www.gt-ibma.eu/activites-du-gt-ibma/lettre-dinformation/les-dossiers-de-la-lettre-dinformation/).

En agriculture, la lutte biologique est une méthode de lutte contre un ravageur ou une plante adventice au moyen d'organismes naturels antagonistes de ceux-ci, tels que des phytophages (dans le cas des plantes), des parasitoïdes, des prédateurs ou des agents pathogènes (virus, bactéries, champignons, etc.). Après des développements importants dans le domaine de l'agriculture, cette technique d'élimination ou de régulation d'adversaires des activités humaines s'est étendue aux espèces exotiques envahissantes colonisant les milieux naturels. Ainsi, plus généralement, le contrôle biologique peut être considéré comme l'utilisation « d'un organisme vivant comme agent régulateur d'une espèce jugée nuisible » (Beisel et Lévèque, 2010).

Les dommages écologiques et économiques causés par la prolifération d'espèces exotiques envahissantes commencent à être mieux évalués, tout comme les coûts des interventions de gestion mises en œuvre pour y remédier. Les méthodes de contrôle utilisées classiquement (gestion mécanique, utilisation de produits phytosanitaires, etc.) sont coûteuses, parfois complexes à mettre en œuvre, pas toujours efficaces et peuvent avoir des impacts non souhaités sur l'environnement. Aussi, dans ce contexte d'optimisation des coûts de gestion et d'amélioration des résultats, la question du contrôle biologique revient souvent dans les débats. La méthode semble séduisante : économique, facile à mettre en œuvre, applicable à large échelle et sans dommages pour l'environnement. Mais où en sommes-nous sur ce sujet ? Quelles leçons pouvons-nous tirer des expériences passées et quelles sont les améliorations qui ont été apportées depuis ?

Historique des travaux en milieux aquatiques

Les recherches dans ce domaine ont déjà plus d'un siècle et, bien que concernant jusqu'à la fin des années 1970 seulement des plantes terrestres, l'exemple sud-africain présenté dans le dossier IBMA est une bonne illustration des réflexions et des démarches engagées.

En effet, dès le début du XXe siècle, les réflexions portaient déjà sur la nécessité d'étudier les conditions de développement d'une espèce invasive dans les pays où elle était indigène, de vérifier si elle y était envahissante, si des ennemis naturels la contrôlaient dans ces pays et s'il n'était pas possible d'introduire cet ennemi naturel depuis ces pays. Un autre questionnement portait sur le fait de savoir si toutes les plantes importées non confrontées à leurs ennemis naturels devenaient des pestes.

À partir de la fin des années 1970, les travaux sud-africains sur les plantes aquatiques ont porté sur la plupart des espèces les plus problématiques dans les parties tropicales du globe, la Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), objet de premiers travaux, suivie par Salvinia (*Salvinia molesta*) et la Laitue d'eau (*Pistia stratiotes*) à la fin des années 1980 et, plus récemment, par le Myriophylle du Brésil (*Myriophyllum aquaticum*) et l'Azolle fausse-fougère (*Azolla filliculoides*) (Moran *et al*. 2013).

De nombreux autres travaux de recherche se sont développés dans les années 1970 et dans sa revue sur le contrôle biologique des nuisances aquatiques, Schuytema (1977) a consulté plus de 500 références et passé en revue tous les organismes pouvant être utilisés. Il a également intégré les possibilités dites de « biomanipulation » utilisant des modifications des conditions environnementales des espèces, comme la privation ou la réduction de lumière, les teneurs en nutriments des eaux, etc., ou les relations interspécifiques, comme des sélections d'espèces de poissons pour le contrôle du phytoplancton ou encore des introductions de plantes créant une compétition avec les plantes invasives. Dans son rapport il précise que nombre des recherches référencées correspondent à des travaux en laboratoire et que peu de cas bien documentés sont disponibles sur des projets de lutte à grande échelle (*relatively few well documented instances of large-scale control projects*).

Son analyse montre qu'à l'époque le pâturage et la prédation étaient les techniques les plus fréquemment utilisées, particulièrement pour le contrôle des macrophytes par les poissons. Nombres de ces phytophages et prédateurs ne sont pas spécifiques de l'espèce à contrôler et présentent donc des risques potentiels pour les organismes non visés de l'écosystème, d'où une grande prudence nécessaire dans leur utilisation. Les insectes spécifiques peuvent être beaucoup plus efficaces. Selon cette synthèse, les agents pathogènes étaient déjà considérés comme des organismes de contrôle potentiellement efficaces, mais n'avaient pas encore été utilisés dans des projets de lutte à grande échelle. De même, la biomanipulation était considérée par beaucoup comme un ensemble prometteur de techniques de gestion.

Sa revue porte particulièrement sur les plantes aquatiques, dont la Jacinthe d'eau (*Eicchornia crassipes*, figure 91). Pour cette espèce il cite par exemple des coléoptères du genre *Neochetina* en cours d'évaluation, jugés prometteurs à l'époque. Ces coléoptères ont été très largement utilisés depuis (espèce *Neochetina eichhorniae*) et Beisel et Lévèque (2010) indiquent que parmi la centaine d'espèces d'insectes testée sur la Jacinthe d'eau, une douzaine « s'est révélée capable de provoquer d'importants dommages foliaires » et que des charançons sont utilisés aux États-Unis, en Afrique et en Chine.

Figure 91

© A.Dutartre, Irstea

La Jacinthe d'eau (Eicchornia crassipes).

Schuytema cite également une rouille (*Uredo eicchorniae*), alors en cours d'étude en Argentine sur la même plante. Depuis cette époque, au moins une demi-douzaine d'espèces de champignons a fait l'objet d'évaluation et au moins une, *Cercospora rodmanii*, a été testée apparemment avec succès sur la Jacinthe d'eau.

Quel potentiel en Europe ?

À l'heure actuelle, à l'échelle mondiale, plus de 7 000 introductions d'environ 2 700 agents de contrôle biologique ont été réalisées depuis le début de ces recherches, principalement en Afrique du Sud, Australie, Nouvelle-Zélande et Amérique du Nord (Pratt *et al*., 2013). En Europe continentale, un seul agent de lutte biologique a pour le moment été introduit pour le contrôle d'une plante exotique envahissante : il s'agit du psylle *Aphalara itadori* (figure 92), relâché en Grande-Bretagne en 2010 pour le contrôle de la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*) (Shaw *et al*., 2011).

Figure 92

© R. Shaw

Le psylle Aphalara itadori, *agent de contrôle biologique potentiel pour la Renouée du Japon.*

Dans le passé, plusieurs exemples malheureux de contrôle biologique ont sans doute marqué les esprits de chacun (un exemple récent est celui de la Coccinelle asiatique) et sont peut-être à l'origine d'une réticence des pays européens à se lancer dans le contrôle biologique des espèces invasives. Le contrôle biologique est pourtant déjà plus développé à l'Outre-mer, notamment à la Réunion (contre la Vigne marronne, *Rubus alecifolius*) et en Polynésie française (contre le Miconia), où les résultats sont pour l'instant positifs (Le Bourgeois *et al*., 2004 ; Meyer *et al*., 2007).

L'Europe s'intéresse néanmoins petit à petit au sujet, dans une optique de réduction des coûts et de diversification des méthodes de gestion employées pour les plantes invasives, mais sans doute un peu contrainte par la directive cadre sur l'eau, qui exige d'atteindre le bon état écologique des cours d'eau d'ici 2015 et qui implique de gérer les espèces exotiques envahissantes à large échelle et avec des méthodes n'employant pas de produits phytocides, de plus en plus interdits d'utilisation dans les milieux aquatiques.

Dans leur revue de 2006 sur le potentiel de contrôle biologique des plantes aquatiques invasives en Europe, André Gassmann et ses collègues du *Centre for Agricultural Bioscience International* (CABI) (Gassmann *et al*., 2006) indiquaient que les espèces flottantes et émergentes telles que l'Azolle fausse-fougère (*Azolla filliculoides*), la Lentille minuscule (*Lemna minuta*), les jussies (*Ludwigia* spp.), l'Hydrocotyle fausse-renoncule (*Hydrocotyle ranunculoides*) ou la Crassule de Helms (*Crassula helmsii*) étaient de « bonnes cibles » pour la lutte biologique classique recourant à l'introduction de coléoptères chrysomélidés et curculionidés spécifiques (figure 93). Ils indiquaient également que les pathogènes fongiques présentent un certain potentiel contre les espèces flottantes et immergées et que l'utilisation d'agents pathogènes indigènes (mycoherbicides) semblait prometteuse.

Figure 93

©S. Reeder

Le charançon Stenopelmus rufinasus, *agent de contrôle biologique potentiel pour l'Azolle fausse-fougère.*

La Renouée du Japon a ainsi été ciblée pour développer un programme de contrôle biologique en Grande-Bretagne. Les coûts annuels de gestion de cette espèce, connue pour ses impacts sur la biodiversité et les berges, ont été estimés à 255 millions d'euros au Royaume-Uni. La gestion classique de l'espèce (arrachage mécanique et manuel) est coûteuse et sur le très long terme, pour une efficacité réduite. La possibilité de développer le contrôle biologique a alors été abordée et un programme de recherche a été initié par le CABI et ses partenaires en 2000 (Pratt *et al*., 2013).

La première phase du projet a consisté à recenser les ennemis naturels de l'espèce au Japon et d'en sélectionner certains pour des tests sur la renouée dans son aire d'introduction. Les tests ont mis en avant l'efficacité particulière de deux agents, dont le psylle *Aphalara itadori*, un insecte très spécifique. Trois années de tests ont permis de vérifier la spécificité de consommation du psylle (test sur 90 autres plantes autochtones). Une consultation publique a été réalisée et l'agent de contrôle a été relâché en 2010 après autorisation dans une dizaine de sites au Royaume-Uni. L'espèce a résisté à l'hiver, mais le niveau des populations est encore trop faible pour avoir un effet notable. 150 000 individus supplémentaires ont été relâchés en 2013 et aucun impact n'a été recensé sur des végétaux ou invertébrés autochtones. D'autres recherches sont en cours sur l'impact d'un champignon « mycoherbicide », (*Mycosphaerella polygoni—uspidati*) comme agent de contrôle biologique supplémentaire.

Les résultats de cette première expérience ne sont pas encore disponibles, mais le CABI a tiré plusieurs recommandations pour le bon déroulement d'un programme de contrôle biologique (Shaw *et al*., 2011) :

- bien choisir la plante cible, en fonction notamment de sa susceptibilité au contrôle biologique, mais en prenant en compte la perception du public, les enjeux économiques et politiques ;
- utiliser la législation existante sur la santé et la protection des végétaux, notamment pour établir les analyses de risques pour les agents de contrôle biologique et afin d'obtenir des autorisations d'importation, de transport et de de diffusion dans l'environnement en bonne et due forme ;
- sélectionner une liste de plantes sur lesquelles tester l'agent de contrôle biologique (procédure de sécurité). Cette liste ne doit pas être réduite et doit inclure des espèces d'intérêt économiques et prendre en compte l'opinion publique. Elle doit être validée bien en amont des phases de tests ;
- préparer un plan de suivi avant le relâcher pour détecter tout impact non prévu sur l'environnement. Ce plan doit être planifié et financé sur une période d'au moins cinq ans, sur plusieurs sites et doit comprendre des mesures de sécurité (insecticides et herbicides à prévoir si des menaces sur les espèces autochtones sont recensées) ;
- communiquer largement au préalable avec le public, en délivrant des messages clairs sur les objectifs d'un programme de contrôle biologique (réduction des effectifs de l'espèce cible en dessous d'un seuil jugé tolérable, mais pas d'éradication), le déroulement de celui-ci et en répondant aux questions fréquemment posées (par exemple, que mangeront les insectes une fois la renouée consommée, qu'en est-il des exemples de contrôle biologique « ratés » (Crapaud buffle en Australie, Coccinelle asiatique en Europe), etc.).

La mise en place de programmes de cette nature nécessite des investissements très importants en matière de recherche et des financements qui sont généralement envisageables seulement par des organismes nationaux ou internationaux. Leur durée dépasse souvent une décennie, comme dans le cas du programme sur la Renouée du Japon. Cette durée est indispensable pour réaliser les tests validant la spécificité de l'agent de contrôle dans les communautés vivantes qui vont l'accueillir.

L'encadré 25 présente les étapes communément acceptées de la démarche qui conduit d'une décision de gestion d'une espèce particulière identifiée comme suffisamment problématique pour justifier la suite du programme au relâcher d'un agent efficace et spécifique.

Encadré 25

Les étapes d'un programme de contrôle biologique d'une plante exotique envahissante

1- Initiation du programme de contrôle biologique : choix de la plante invasive cible, analyse des conflits d'intérêts, synthèse bibliographique sur la plante cible et ses ennemis naturels
2- Recherches et suivis dans l'aire d'introduction : détermination des associations hôte cible et ennemis naturels, vérification de l'absence d'un agent de contrôle local efficace
3- Exploration à l'étranger : en lien avec les structures de recherche implantées dans l'aire d'origine de l'espèce cible, recherche et suivi des ennemis naturels, priorisation des espèces avec un fort potentiel d'agent de contrôle biologique, autorisations réglementaires pour le suivi et l'exportation de ces espèces
4- Écologie de l'espèce cible et de ses ennemis naturels : comparaison de l'écologie de l'espèce dans son aire d'origine et son aire d'introduction, étude des conditions climatiques et écologiques nécessaires au développement de l'agent de contrôle biologique
5- Étude sur la spécificité de l'agent de contrôle biologique : évaluation des facteurs physiques, chimiques et nutritionnels en laboratoire et sur le terrain qui vont conditionner la spécificité de consommation de l'agent de contrôle ; études sur toute une gamme d'espèces indigènes (liste de plantes test)
6- Relâcher dans l'environnement et suivi : une fois que toutes les études scientifiques ont été réalisées, production d'un dossier soumis aux autorités compétentes, incluant le suivi post-relâcher et l'analyse de risques

Des avantages et des limites

Comme toute technique de gestion, le contrôle biologique présente des avantages par rapport aux autres techniques envisageables et des limites intrinsèques ou des risques (tableau 11). Ces limites ou risques sont liés aux insuffisances de nos connaissances sur les espèces, celles que l'on cherche à contrôler autant que celles que l'on cherche à introduire, et sur les fonctionnements écologiques des écosystèmes, avant et après l'introduction.

Tableau 11 *Avantages et limites du contrôle biologique. D'après Shaw* et al.*, 2011.*

Avantages
■ Mise en œuvre dans toutes les zones cibles (pas de difficultés d'accès aux zones reculées par exemple)
■ Résultats autosuffisants sur le long terme
■ Moins de risque pour l'environnement (pas d'utilisation d'herbicides ou de techniques non spécifiques)
■ Coûts de mise en place du programme moins coûteux à terme que les coûts de gestion régulière classique
Limites
■ Durée et coût nécessaires du programme de recherche préalable pour identifier, contrôler et tester les agents potentiels
■ Temps requis une fois l'agent relâché, pour qu'il se propage et provoque les effets voulus au sein du peuplement ciblé
■ Incertitude en ce qui concerne le niveau de contrôle du peuplement ciblé induit par l'agent de contrôle
■ Impacts potentiels imprévus de l'agent sur des espèces ou des communautés autochtones non visées
■ Autorisations administratives nombreuses (importation, élevage et relâcher de l'agent de contrôle) et complexes à obtenir

Les éléments économiques sont une partie importante des réflexions sur cette technique, nécessitant des investissements très importants par rapport aux autres techniques (schématiquement plusieurs années de recherche contre l'achat de matériel) mais dépenses ultérieures faibles puisque l'agent continue d'agir alors que le fonctionnement du matériel engendre des dépenses permanentes. Le fait que subsistent des incertitudes sur l'évolution ultérieure du programme de gestion ne peut être considéré comme une contrainte suffisante pour empêcher la mise en place de tels programmes mais conduit à suivre cette évolution à la fois pour en évaluer l'état et pour accumuler des connaissances sur les espèces et les écosystèmes concernés. Les effets de plus en plus perceptibles du changement climatique est une incertitude qui vient s'ajouter aux autres.

Si on se réfère à l'acception large de « contrôle biologique » admise par Schuytema (1977), le recours au pâturage fait partie des techniques de ce domaine. Depuis au moins deux décennies, du pâturage extensif des plantes émergées ou amphibies des zones humides est régulièrement employé dans des sites classés en réserve (réserves naturelles, réserves de chasse, etc.) soit avec des animaux adaptés aux conditions de vie dans les zones humides, de races locales soit importées. C'est ainsi que la silhouette et les larges cornes dressées des *Highland cattle*, une race bovine rustique d'origine écossaise, sont maintenant assez bien connues des visiteurs de diverses réserves naturelles en métropole où ces animaux peuvent consommer la plupart des plantes qui se développent dans ces habitats.

Quelques observations ont par ailleurs été faites sur les activités de consommation de bovins ou d'équins sur des jussies colonisant les sites où les animaux pouvaient pâturer. Dans au moins un cas, des bovins d'une race locale semblaient se nourrir partiellement des jussies se développant en bordure de plan d'eau, il n'en est pas de même dans les autres cas. Dans les Barthes de l'Adour, des chevaux installés sur une parcelle très fortement colonisée par les jussies ont dû être évacués car faute de consommer ces plantes ils dépérissaient. La grande disparité de ces observations et l'absence de protocole de suivi ne permet pas de conclure sur ces possibilités de gestion « extensive ».

Engagés avec des protocoles, les résultats d'expérimentations plus « intensives », avec des herbivores ciblant une espèce végétale donnée, ne sont d'ailleurs pas nécessairement probants. Par exemple, un test réalisé selon un protocole précis dans les Barthes de l'Adour avec des buffles pourtant reconnus comme des herbivores efficaces n'a pas donné du tout les résultats escomptés : les animaux n'ont pas consommé les jussies. En revanche une expérimentation utilisant des chèvres des fossés (*Capra aegagrus hircus*) (figure 95) pour consommer des renouées a montré des résultats très positifs (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 94).

Figure 94

© CG 53

*Chèvre des fossés (*Capra aegragus hircus*) utilisée pour une expérimentation de pâturage de renouées en Mayenne.*

Le recours à des ovins pour contrôler des plantes invasives terrestres, souvent en zones urbaines et périurbaines, commence d'ailleurs à être fréquemment cité dans les médias, y compris en Amérique du Nord où les animaux et leur consommation de plantes sont alors présentés comme une alternative aux herbicides (voir par exemple http://www.beyondpesticides.org/dailynewsblog/?p=11473).

Hormis la question du protocole de suivi permettant de juger de l'efficacité de la technique, une des contraintes majeures de ce type de technique est la difficulté de suivi de la population d'animaux introduits, en particulier du

point de vue sanitaire et du devenir de la population. Il serait en effet nécessaire que des tests puissent être réalisés sur des durées suffisantes pour juger pleinement de cette efficacité, ce que la plupart des expérimentations, relativement courtes, ne permettent pas de faire. Ce suivi régulier de la population est probablement la principale contrainte de ces techniques car des évolutions imprévues peuvent se produire comme des décès de certains des animaux (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 94).

Ces évolutions imprévues peuvent d'ailleurs prendre des formes tout à fait surprenantes. Certains des oiseaux aquatiques très fréquents en métropole sont des herbivores efficaces, comme par exemple les cygnes, la Nette rousse *(Netta rufina*) ou les fuligules (*Aythya* sp.). L'expertise conjointe Inra/Cemagref menée en 1981 (Dutartre *et al*., 1981) avait conduit à proposer de tester l'introduction de canards et de cygnes comme moyen de contrôle des hydrophytes colonisant totalement un plan d'eau. Cette retenue de moins de deux hectares, située dans l'enceinte d'un établissement d'enseignement, où un suivi régulier des oiseaux par une personne compétente était possible, paraissait convenir à un tel test. Le protocole de suivi incluait la présence d'exclos où les oiseaux ne pouvaient pénétrer pour consommer les plantes. Une dizaine de couples d'oiseaux dont trois couples de cygnes ont été introduits dans le plan d'eau. Ce suivi a donné des résultats jugés efficaces (le critère étant l'absence de développement notable des hydrophytes) pendant les deux premières années puis les hydrophytes se sont développés de nouveau et la situation s'est rapidement dégradée ensuite (Dutartre et Dubois, 1986). La principale cause de cet échec a été l'instabilité de la population d'oiseaux au fil du temps, liée à des arrivées d'oiseaux de l'extérieur et des hybridations avec des canards col-vert, et ce malgré le suivi régulier.

La Carpe chinoise (*Ctenopharyngodon idella* Val.) dite « Carpe amour » a été pendant longtemps un des poissons phytophages les plus cités comme moyen de contrôle biologique des macrophytes aquatiques, tout d'abord en zones tropicales puis en zones tempérées. Elle est présente en Europe depuis une trentaine d'années. En France, son introduction est interdite mais son histoire illustre assez bien comment les besoins humains, les représentations et les appréciations peuvent évoluer au fil du temps, au fil des événements et des acquisitions de connaissances et aussi les difficultés de partage des informations (encadré 26 et figure 95, page suivante).

Encadré 26

Le cas de la carpe herbivore (dite « chinoise »)

Poisson phytophage à l'appétit incontestable pour les plantes aquatiques (voire même pour les feuilles des plantes des rives plongeant dans les eaux lorsque le poisson a épuisé les ressources subaquatiques), l'Amour blanc ou Carpe herbivore (*Ctenopharyngodon idella*)[9] a régulièrement été appelé poisson faucardeur. Si ses capacités de consommation ne sont pas contestables, ce poisson ne présente d'appétit qu'à partir d'une quinzaine de degrés ce qui le rend nettement moins efficace en eaux fraîches… De même, une digestion incomplète des matières végétales ingérées rejette dans les eaux des matières organiques en quantités notables et la dégradation ultérieure de ces déchets peut créer quelques difficultés d'oxygénation des eaux dans les milieux stagnants de petites dimensions.

Par ailleurs, ce poisson fait des choix alimentaires. Cela avait conduit voici une vingtaine d'années à faire une synthèse sur ce sujet (Codhant et Dutartre, 1992) montrant que, dans le cas des plans d'eau des Landes, les plantes préférentiellement consommées n'auraient pas été le lagarosiphon ou les jussies mais les espèces indigènes de myriophylles et de potamots : ce n'était pas ce qui était espéré ! Ces choix alimentaires font évidemment partie des contraintes d'utilisation de cette espèce phytophage car ils peuvent remettre tout à fait en cause son introduction dans des milieux où les communautés de plantes indigènes présentent des intérêts écologiques particuliers ou plus généralement dans des milieux aquatiques multi usages dans lesquels ces communautés jouent très souvent des rôles protecteurs vis-à-vis de ces usages.

9- À ne pas confondre avec l'Amour argenté Hypophthalmichthys mollitrix *ou l'Amour à grosse tête* Aristichthys nobilis *dont les régimes alimentaires sont plutôt zoo- ou phyto-planctonophages.*

Dans leur revue sur les impacts écologique de la Carpe herbivore, Dibble et Kovalenko (2009), relèvent qu'en plan d'eau (donc même en l'absence de reproduction), la Carpe herbivore peut dégrader la qualité de l'eau : la remise en suspension des sédiments lors de son alimentation et la décomposition des fèces induisant une augmentation des concentrations en nitrite, nitrate et phosphate puis une diminution de l'oxygène dissous, souvent suivis de blooms algaux. Ces changements peuvent s'avérer persistants sur le long terme, voire irréversibles. Il a aussi été noté des impacts négatifs sur les communautés de plantes aquatiques et sur les macroinvertébrés et les poissons. Du fait de la complexité des interactions et du manque d'étude sur les mécanismes écologiques mis en œuvre suite à l'introduction de la carpe herbivore dans un écosystème, les conséquences s'avèrent difficiles à prévoir (Dibble et Kovalenko, 2009). L'introduction de cette espèce dans les milieux abritant des espèces protégées doit donc être considérée avec prudence.

À partir des années 1970, diverses publications ont vanté ces capacités de consommation de plantes et, par exemple, la synthèse de Schuytema (1977) en fait assez largement état. Un des arguments utilisés pour promouvoir cette espèce était le fait de pouvoir la contrôler car elle était incapable de se reproduire dans les pays où on l'introduisait : seules les conditions des fleuves asiatiques, dont elle est originaire, permettraient à ses œufs pélagiques de développer, au fil du courant, un cycle complet de développement jusqu'aux alevins. La reproduction en conditions contrôlées a été obtenue ce qui permettait d'en produire à des fins commerciales aussi bien en Europe qu'en Amérique du Nord.

Ainsi ce poisson a pu exercer ses capacités de « faucardeur » dans de nombreux plans d'eau. Et puis, après un peu plus d'une décennie, des chercheurs américains ont tenté de comprendre pourquoi les populations de certaines espèces de poissons régressaient dans de grands plans d'eau : ils ont fini par incriminer les introductions massives de C. *idella* éliminant herbiers et faunes associées utilisés par les autres poissons comme supports de ponte ou source de nourriture.

Une autre surprise est venue de l'observation d'une reproduction naturelle dans le bassin du Mississipi : apparemment l'espèce a fini par parfaitement s'adapter aux conditions écologiques d'au moins un des grands fleuves nord-américains, ce qui était auparavant considéré comme impossible ! En France métropolitaine, selon l'enquête menée par l'Université de Nancy, seuls des individus adultes sont observés ou capturés de façon ponctuelle (environ une vingtaine par an) dans les cours d'eau de métropole (Teletchea et Le Doré, 2011).Cette absence de reproduction dans les fleuves européens est toujours un des arguments de vente de ce poisson en France qui a fait d'ailleurs l'objet en métropole de demandes récurrentes de commercialisation de la part de divers pisciculteurs. Aujourd'hui, il est possible d'introduire la Carpe herbivore dans le milieu naturel mais uniquement en eau « close » et sous réserve d'une autorisation préfectorale (arrêté du 20 mars 2013).

Figure 95

© USGS

Ctenopharyngodon idella.

Concernant la faune exotique envahissante, quelques essais d'introduction de prédateurs indigènes ont été réalisés en métropole dont l'introduction d'Anguille pour réguler l'Écrevisse de Louisiane en Brière (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 129) mais cela reste relativement anecdotique. Les connaissances sur la consommation d'animaux invasifs, écrevisses, xénope, par exemple, par des poissons carnassiers ont suscité des questions sur l'intérêt ou l'efficacité de ces introductions. Les caractéristiques des proies cibles (taille, facilité de consommation, etc.), la disponibilité en tant que proies non cibles d'espèces indigènes protégées, comme les amphibiens, rendent complexes et risquées de telles introductions en milieu naturel.

La gestion des déchets issus d'interventions de gestion des espèces exotiques envahissantes

La réglementation sur la gestion des déchets issus des interventions de gestion des espèces exotiques envahissantes est détaillée dans le chapitre 2 du présent ouvrage.

Une des contraintes de ces travaux, systématiquement rencontrées par les gestionnaires depuis le début des interventions de gestion des espèces invasives, est le devenir des déchets produits par ces interventions : que faire des plantes et animaux extraits des sites, quelquefois en très grandes quantités ?

Vers une valorisation organique des déchets de plantes exotiques envahissantes

Dans la mesure où de nombreuses opérations d'enlèvement des plantes sont réalisées, le devenir des matières organiques extraites doit faire intégralement partie de la filière de gestion à mettre en place. Longtemps négligée, cette phase était généralement résolue sans réflexion d'ensemble par des dépôts dans des sites proches ou dans des décharges. Dans quelques cas, les plantes étaient directement déposées sur des parcelles agricoles où les agriculteurs les mélangeaient au sol après séchage partiel. L'accroissement des quantités de plantes extraites et l'évolution de la réglementation en matière de gestion des déchets verts font apparaître le besoin d'une réflexion globale sur ce sujet et d'une évolution des pratiques (Dutartre et Fare, 2002).

Différentes méthodes ont été largement utilisées, comportant différentes contraintes ou conséquences dont l'analyse a progressivement conduit à sélectionner les méthodes semblant procurer le moins de risques immédiats ou à plus long terme pour l'environnement. Par exemple, l'enfouissement en bordure des milieux aquatiques et le brûlage après séchage ont été appliqués dans diverses situations mais leurs contraintes (terrassements, déstabilisation des sols, etc. pour la première méthode, et contraintes de sécurité pour la seconde) ont conduit à leur abandon progressif.

Les dépôts en berge, soient par épandage continu, soit en tas, ont été beaucoup plus largement employés (figure 96, page suivante). Si pour les plantes immergées, ces dépôts ne causent généralement pas de difficultés particulières avec un séchage assez rapide et l'absence de reprise des plantes, il n'en est pas de même pour les plantes amphibies ou terrestres, plus résistantes à la dessiccation, capables dans certains cas de s'enraciner sur place ou de subsister au moins une à deux années sur des tas où la décomposition à l'intérieur du tas peut assurer la survie des plantes à la surface du tas. Ces observations ont également conduit à réduire fortement la mise en œuvre de cette méthode.

Figure 96

© A.Dutartre, Irstea

Dépôt de Myriophylle du Brésil sur les rives de l'Étang Léon (Landes).

En parallèle, diverses réflexions ont porté sur l'intérêt d'une valorisation sylvicole ou agricole des déchets de jussies ou de certaines espèces immergées. Par exemple, depuis plusieurs années des épandages de jussies sous couvert forestier ont été réalisés dans les Landes ou en zone agricole non humide pour une incorporation au sol dans le Marais Poitevin[10] ou encore les masses d'Égéria extraites de la Dordogne ont été incorporées aux déchets verts de la communauté d'agglomération bergeracoise pour être compostées. Comme premier objectif, il s'agissait de se débarrasser des déchets des interventions, en éliminant également tout risque pour l'environnement qu'auraient pu engendrer des dépôts en sites naturels, l'objectif de valorisation restant de fait secondaire mais facilitant la démarche par son aspect positif.

Les réflexions sur les méthodes de gestion des déchets de plantes invasives se sont poursuivies au fil des années et se portent de plus en plus sur les possibilités de valoriser les importantes quantités de matières organiques de ces déchets.

En effet, s'il peut être toujours tentant de considérer les déchets de plantes invasives comme ultimes (encadré 27), car contraignants à traiter au regard des risques de dissémination, des expérimentations ont été menées depuis plusieurs années et ont prouvé qu'il était possible de valoriser la matière organique de ces plantes. Ainsi, ces déchets n'ont pas leur place en Installation de stockage des déchets (ISD) ni en Unité d'incinération d'ordures ménagères (UIOM). Les plantes invasives, une fois retirées du milieu naturel, constituent donc un déchet vert (encadré 27), qu'il convient de valoriser de manière à limiter les émissions de gaz à effet de serre et à favoriser le retour au sol de ces matières organiques. Les deux voies de valorisation envisageables, suivant la circulaire du 10 janvier 2012 relative aux modalités d'application de tri à la source des biodéchets (encadré 27), par les gros producteurs (issue de la loi Grenelle 2), sont le compostage et la méthanisation. Elles permettent la production d'une matière fertilisante organique pouvant retourner au sol : le compost et le digestat, le second produit pouvant lui-même être retransformé en compost.

En fonction de la nature des plantes, des quantités récoltées et de la localisation des chantiers, il peut être judicieux de transporter les déchets dans un centre de traitement industriel (encadré 27), pour une valorisation sous contrôle. En effet, les conditions optimales, de température notamment, peuvent ne pas être atteintes par un compostage mené de manière artisanale. En outre, tous les centres de traitement ne présentent pas les mêmes caractéristiques et sont plus ou moins adaptés à recevoir ce type de déchets. Il est préférable d'éviter l'étape intermédiaire de dépôt en déchetterie et de diriger directement les déchets vers l'exutoire final pour limiter les risques de dissémination et les coûts de traitement.

10- Une fiche technique a été réalisée et est disponible sur ce lien : http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Proposition_d_une_methode_de_recyclage_et_de_valorisation_agronomique_des_jussies_extraites_des_milieux_aquatiques_cle5d3578.pdf

Quelques définitions concernant les déchets de plantes exotiques envahissantes

- Selon l'article L541-1 du Code de l'environnement, « est ultime au sens du présent chapitre un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ».
- Les déchets verts sont des déchets organiques issus de la tonte de la pelouse, de la taille des haies et d'arbustes, d'élagages, de débroussaillement et autres pratiques similaires (circ. 18 novembre 2011 relative à l'interdiction du brûlage à l'air libre).
- Est un biodéchet tout déchet non dangereux biodégradable de jardin ou de parc, tout déchet non dangereux alimentaire ou de cuisine issu notamment des ménages, des restaurants, des traiteurs, ou des magasins de vente au détail ainsi que tout déchet comparable provenant des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires.
- Les unités de méthanisation et les plateformes de compostage sont des installations professionnelles classées selon la nomenclature des Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), car elles peuvent présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publiques, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature, de l'environnement et des paysages, soit pour l'utilisation rationnelle de l'énergie, soit pour la conservation des sites et des monuments ainsi que des éléments du patrimoine archéologique.
- L'hygiénisation est le traitement par des procédés physiques ou chimiques, qui réduit à un niveau non détectable la présence de tous les micro-organismes pathogènes dans un milieu (arrêté du 8 janvier 1998 sur l'épandage des boues d'épuration, articles 12 et 16).

Les plateformes de compostage industriel

Le principe du compostage

Contrairement à la méthanisation anaérobie, le compostage est un procédé de traitement aérobie (en présence d'oxygène) de matières fermentées dans des conditions contrôlées. Ces matières peuvent être toutes de même nature ou traitées en mélange. On parle alors de co-compostage (des déchets verts avec des biodéchets et/ou des boues de stations d'épuration, des effluents d'élevage, des déchets de l'industrie agroalimentaire, etc.).

Le compostage produit du gaz carbonique, de la chaleur et un résidu organique riche en composés humiques : le compost. Supérieure à 55-60 °C sur plusieurs jours consécutifs, l'élévation de température du compost permet d'hygiéniser le produit final obtenu. Cette température peut parfois atteindre 80°C, ce qui demande d'être vigilant pour éviter les départs de feu. Cette élévation a lieu durant la phase de fermentation, au cours de laquelle sont décomposées les matières les plus facilement dégradables. Elle est suivie d'une phase de maturation qui stabilise le compost en annulant son éventuelle phytotoxicité : la température diminue et des composés humiques sont produits.

Avant traitement, les déchets peuvent être préparés par broyage, pour faciliter leur dégradation, et mis en mélange selon leur nature. Avec cette masse à composter, des andains sont formés. Au cours du processus, des retournements très fréquents ou une aération pilotée peuvent être requis pour aérer le compost et réaliser un compostage accéléré (lors d'un compostage lent, les tas de compost sont retournés moins souvent, une fois par mois). Entre les phases de fermentation et de maturation, ou uniquement après maturation, un criblage du compost peut-être effectué afin de le séparer en différentes granulométries selon les usages qui en seront faits.

En fonction des différents procédés, la durée d'un compostage varie de quatre à six mois.

Les différents types de plateformes de compostage

Elles peuvent être de trois types :

- des collectivités peuvent réaliser, soit en régie soit grâce à un exploitant, la valorisation des déchets verts et/ou biodéchets de leur territoire (figure 97). Elles ont peu d'intérêt à accepter des déchets qui proviennent de l'extérieur car leurs installations sont généralement dimensionnées au plus juste selon les gisements identifiés ;
- des groupes privés font de la production de compost une activité rémunératrice. Le compost produit est revendu à des agriculteurs, des professionnels du paysage ou des particuliers ;
- des agriculteurs pratiquent le co-compostage à la ferme en mélangeant des déchets verts (provenant de collectivités, de particuliers, d'entreprises ou directement de leur exploitation) et leurs déchets agricoles (effluents d'élevage, résidus de culture, etc.).

Figure 97

© Communauté d'agglomération de l'Albigeois

Plateforme de compostage.

Le compostage peut recevoir tout type de plantes invasives en suivant les protocoles mis en place pour chaque espèce. Comme pour les autres déchets verts destinés au compostage, il conviendra de s'assurer que les déchets de plantes apportés soient exempts de matières inertes (sable, gravier, verre, plastique, etc.).

■ Les unités de méthanisation

Le principe de la méthanisation

La méthanisation est un procédé biologique naturel qui dégrade les matières organiques grâce à l'action combinée de plusieurs bactéries anaérobies (c'est-à-dire qui se développent en absence d'oxygène). Pendant 40 à 60 jours, les matières à traiter sont placées à l'intérieur d'une cuve, le digesteur, et y sont chauffées et brassées. La méthanisation produit un résidu pâteux fertilisant, le digestat, et une énergie renouvelable, le biogaz. Le digestat peut être épandu selon un plan d'épandage, soit sous forme brute, soit après séparation de phase (liquide/solide). Majoritairement composé de méthane, le biogaz peut être soit valorisé par cogénération (production couplée de chaleur et d'électricité) soit directement injecté, après purification, dans des réseaux de distribution de gaz.

Les différentes voies de méthanisation

Différents types d'unités de méthanisation co-existent. Elles sont souvent le projet d'agriculteurs partenaires qui souhaitent valoriser leurs effluents d'élevage et résidus de culture : il s'agit alors de méthanisation à la ferme. Des unités de méthanisation collectives dites territoriales peuvent élargir la palette de provenance des déchets à traiter. Ces unités choisissent un procédé en fonction de leurs besoins. Il existe deux principaux procédés ou voies pour la méthanisation :

- la voie liquide continue (la plus courante à ce jour), infiniment mélangée : le digesteur est journellement approvisionné par une ration « alimentaire » de matières organiques, dont la teneur en matières sèches ne doit pas excéder 18 % ;
- la digestion en voie sèche discontinue : au moins quatre digesteurs disposés en parallèle fonctionnant simultanément sont alimentés en différé (un tous les dix jours par exemple). La particularité de cette méthode est que les digesteurs sont capables de recevoir de plus gros déchets dont la teneur en matières sèches peut largement excéder 25 %.

Ce choix de procédé conditionne l'acceptation par les installations de déchets plus ou moins frais de plantes. Dans le premier cas, leur mélange avec les autres déchets de la ration journalière permet une certaine marge de manœuvre, l'essentiel étant que les déchets n'aient pas débuté la fermentation lors d'un stockage préalable, perdant alors un peu de leur intérêt méthanogène.

La température produite lors du traitement est un facteur qu'il faut impérativement prendre en compte. En effet, si des graines sont potentiellement présentes dans les déchets de plantes invasives, il convient de dépasser 50°C pour neutraliser le pouvoir germinatif des graines de jussies et 60°C pour les renouées. Certaines installations, cherchant à produire une quantité optimale de biogaz en un temps réduit, atteignent des températures comprises entre 48 et 60°C : ce sont des processus thermophiles. Cependant, les processus les plus courants sont mésophiles et fonctionnent à une température avoisinant 38°C (optimale pour la vie des bactéries).

Les conditions à respecter pour une méthanisation efficace

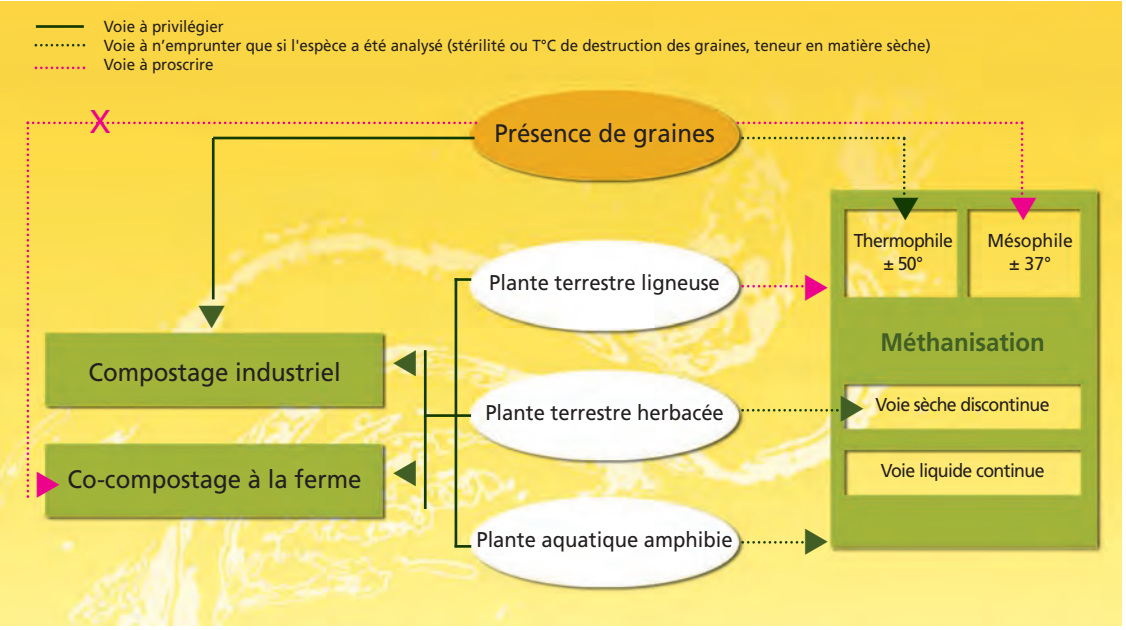
Les déchets ligneux ne sont pas recevables dans un digesteur car les bactéries qui s'y développent ne sont pas capables de les dégrader. Ainsi, on privilégiera d'y diriger des plantes aquatiques ou amphibies aux tissus peu ou non lignifiés. Pour la méthanisation par voie liquide, les matières présentes doivent être facilement pompables et, pour cela, doivent être préalablement broyées (maximum 10 cm) pour faciliter leur traitement. Comme toutes les unités de méthanisation ne disposent pas d'un broyeur, un broyage préalable au transport des déchets vers l'unité de traitement devra être éventuellement prévu. Enfin, comme tous les déchets à méthaniser, les déchets apportés doivent être exempts de matières inertes (sable, graviers, verre, plastique) qui pourraient altérer le processus de méthanisation en provoquant une sédimentation, une séparation de phase ou un dépôt en surface. Les déchets de fauche sont dans ce cas préférés aux déchets d'arrachage.

La ration alimentaire donnée au digesteur est calibrée en fonction du pouvoir méthanogène des différents types de déchets qu'il contient (déjections animales : lisiers, fumiers et fientes ; résidus de culture ; déchets d'industrie agro-alimentaire ; déchets des collectivités : biodéchets, boues et graisses et station d'épuration, tontes de pelouse) et il est possible de la faire évoluer si l'on planifie l'arrivée de déchets de plantes invasives quelques semaines à l'avance. Cependant, le pouvoir méthanogène de chacune des espèces de plantes invasives aquatiques ou amphibies n'est pas précisément connu, or cette donnée est nécessaire pour adapter le traitement de ces déchets. Enfin, comme les unités de méthanisation ont rarement la capacité de stocker sur place les matières extérieures à leur exploitation, l'organisation temporelle des apports de quantités idoines de déchets de plantes invasives pour alimenter le digesteur devra également être prévue.

■ Quel traitement privilégier pour les déchets de plantes exotiques envahissantes ?

La figure 98, page suivante, récapitule les différents choix de traitement à privilégier en fonction du type de déchet et de la présence de graines. Toutes les structures de compostage ou de méthanisation n'acceptent pas les déchets de plantes invasives, il conviendra d'interroger les structures identifiées sur leur volonté de traiter ou non ces déchets.

Figure 98



© Dorine Vial, CEN Centre

Choix du traitement en fonction du type de déchet et de la présence de graines.

■ Les limites de telles solutions

L'augmentation des coûts de gestion

Le traitement des déchets de plantes invasives en vue de les valoriser implique un coût supplémentaire pour le gestionnaire qu'il devra prendre en compte. Qu'elle soit réalisée par le gestionnaire lui-même ou par un prestataire extérieur, la première étape d'exportation des déchets hors du site est un des éléments de ce coût. Une collecte spécifique ou la mise à disposition de bennes par certains centres de traitement est éventuellement possible. Ensuite, le coût du traitement dépend de la politique tarifaire des centres de traitement. Certains n'appliquent aucune redevance, surtout pour la méthanisation si le déchet est reconnu détenir un bon pouvoir méthanogène, tandis que d'autres évaluent leur prix de réception à la tonne en fonction des contraintes de traitement de tels déchets. Ces tarifs sont déterminés au cas par cas.

Le passage d'une logique de déchet à une logique de produit

Le traitement des déchets organiques impliquant leur valorisation aboutit à la production de compost ou de digestat et de biogaz. Soumis à des normes[11], le compost est un produit recherché en tant que fertilisant qui est commercialisé librement. En revanche, le digestat reste considéré comme un déchet et est soumis à un plan d'épandage réglementaire. Deux recours sont possibles pour qu'il obtienne un statut de produit : passer par une procédure d'homologation (durée d'instruction de 12 à 18 mois pour un coût estimatif de 40 000 €) prouvant son intérêt agronomique et son innocuité sanitaire ; ou entrer sur une plateforme de compostage dans la composition d'un compost valorisable. Le biogaz produit peut servir à la génération d'électricité revendue à EDF. La logique de déchet devient alors une logique de produit : en complément du traitement d'un déchet destiné à le faire disparaître, le traitement développe un bien marchand.

Ceci peut se révéler délicat pour deux raisons. Tout d'abord, les plantes invasives constituent un gisement saisonnier. Ces centres de traitement ne peuvent donc pas compter de manière régulière sur ce gisement. Les centres de traitement peuvent également se révéler réticents à accueillir des plantes invasives dont ils ne connaissent pas le comportement en compostage ou en méthanisation. Pour ceux dont la logique de produit prend le pas sur la logique de déchet, prendre le risque de réduire les performances de leur installation avec des plantes invasives n'est pas du tout envisageable.

■ Quel avenir souhaitable dans ce domaine ?

Les besoins permanents de gestion des plantes invasives et de leurs déchets, comme ces réflexions toujours

11- NFU 44-051 pour un compost fait à partir de déchets végétaux et animaux et les composts urbains fabriqués à partir des ordures ménagères, ou NFU 44-095 pour un compost fait à base de boues de station d'épuration.

en cours, sont autant de raisons de chercher à développer des filières de valorisation de ces déchets, soit de manière spécifique, soit en s'adaptant aux contraintes de filières de traitement déjà fonctionnelles, en restant autant que possible à des échelles géographiques réduites, limitant les transports et réduisant ainsi le coût de cette phase finale indispensable de la gestion des plantes invasive.

Le choix éventuel du mode de recyclage « court » devra être réalisé en fonction des caractéristiques de la situation que l'on veut traiter : caractéristiques de la plante (dont les capacités de germination des graines) et du milieu, objectifs des travaux, nature des déchets, possibilités de transport, de stockage ou de recyclage, etc. À défaut de rentabiliser les interventions, ces possibilités de recyclage peuvent être considérées comme des solutions de limitation des coûts globaux des travaux.

La gestion des déchets animaux

Les interventions de gestion d'animaux exotiques envahissants peuvent générer une quantité non négligeable de déchets devant nécessairement être éliminés : à titre indicatif, la lutte collective contre les rongeurs invasifs peut produire plus de 50 tonnes par an de cadavres dans certains départements (FEVILDEC, 2014). Les normes sanitaires imposent un traitement réglementaire de ces déchets. Le règlement européen n° 1069/2009 traite du devenir des déchets animaux. Concernant les animaux sauvages prélevés dans le milieu naturel, ce qui est le cas lors des interventions de gestion d'espèces animales invasives, les dispositions de ce règlement ne s'appliquent qu'aux animaux suspectés d'être infectés par une maladie transmissible.

Le Code rural (articles L226-1 à 226-9) précise les modalités de gestion des « déchets d'origine animale ». Il faut différencier deux catégories de déchets d'espèces animales : les cadavres d'animaux sauvages et les sous-produits animaux. Dans le cas d'interventions de gestion d'animaux exotiques envahissants, ce sont bien les cadavres qui constituent les déchets.

Ces cadavres relèvent du service public d'équarrissage. La règle est la suivante : si ces animaux font moins de 40 kg, alors ils peuvent être enfouis sur place avec l'accord du propriétaire du terrain. S'ils font plus de 40 kg, ils doivent être pris en charge par les services d'équarrissage.

■ L'équarrissage

L'enlèvement est gratuit à partir de 40 kg et il est possible de congeler les animaux de petite taille pour atteindre ce seuil. Les mairies formulent les demandes d'enlèvement auprès des services d'équarrissage et doivent disposer d'un service d'enlèvement de cadavres d'animaux sauvages et d'un système de stockage temporaire. Il existe des plans de collecte départementaux mis en place par les communes qui permettent d'organiser et d'optimiser la collecte de cadavres d'animaux et de les éliminer conformément à la règlementation en vigueur. Un matériel de collecte adapté et agréé doit être utilisé (bacs et containers d'équarrissage, congélateurs, sacs plastiques et sacs papiers spécifiques). Il existe également des points de collectes agréés et géoréférencés par communes dans certains départements. Il conviendra de se renseigner auprès des mairies sur ces modalités avant de lancer toute opération de gestion.

■ L'enfouissement sur place

Si les déchets d'animaux issus d'interventions de gestion ne dépassent pas 40 kg, il est possible de les enterrer sur place. Une fosse doit être creusée avec les recommandations suivantes (Fédération des chasseurs du Languedoc Roussillon, 2010) :

- sur un terrain autorisé ;
- sur un terrain avec une pente inférieure à 7 % ;
- hors zones humides, zone inondable et périmètres de protection des eaux potables ;
- à plus de 100 m d'un cours d'eau, d'un plan d'eau ou d'un captage d'eau pour usage domestique ;
- à plus de 200 m des habitations ;
- à plus de 50 m d'une route, d'un chemin communal ou de randonnée ;
- à plus de 50 m des bâtiments d'élevage.

Les déchets doivent être recouverts de chaux vive (10-25 % du poids des déchets ou ¼ du volume des déchets). La fosse doit être suffisamment profonde (1,3 m de profondeur pour les plus gros cadavres) et si possible interdite d'accès aux animaux (grillage).

Évaluation des interventions de gestion

Compte tenu des investissements humains, techniques et financiers et des résultats attendus de ces interventions, une double évaluation est nécessaire :

- la première porte sur l'efficacité réelle de l'intervention par rapport à celle attendue. Elle s'appuie généralement sur des observations ou des recueils d'informations post intervention relativement simples que les gestionnaires peuvent eux-mêmes mettre en place ou renseigner en appliquant un protocole préétabli. Diverses méthodes sont déjà utilisées pour réaliser cette évaluation qui consiste en une comparaison, « avant/après » de l'intervention, des valeurs de paramètres choisis selon le type d'espèce ou de milieu ;
- la seconde porte sur les impacts écologiques qui lui sont directement attribuables. Cette évaluation est beaucoup plus complexe à mettre en œuvre car elle nécessite des suivis spécifiques qui ne peuvent généralement pas être réalisés par les gestionnaires eux-mêmes. Confiés à des intervenants extérieurs tels que bureaux d'études ou laboratoires de recherche, ces suivis viennent en complément de la première évaluation, requérant des financements supplémentaires quelquefois difficiles à obtenir, ce qui explique leur relative rareté. C'est probablement un des points importants à faire évoluer dans les années qui viennent afin de mieux préciser ces impacts et les intégrer dans les réflexions sur les nécessités d'amélioration de la gestion des EEE, . Cela devrait permettre de réduire les atteintes à la biodiversité qui en sont issues. Il est très souhaitable que cette évaluation soit progressivement partie prenante de la programmation des interventions de gestion pour qu'elles puissent enfin se réaliser en toute connaissance de cause, c'est-à-dire en ayant pleinement conscience de ces impacts et des enjeux de la gestion.

Évaluation de l'efficacité de l'intervention

Pour être utilisable comme base d'analyse des pratiques et de leurs résultats, cette évaluation doit comporter des informations sur les conditions de réalisation de l'intervention, en précisant au moins les dates et la durée, la localisation géographique, le type de milieu, le matériel employé, les méthodes appliquées, le nombre d'intervenants. Ces informations sont de même nature quelle que soit l'espèce concernée.

D'autres informations adaptées à la nature des espèces, flore ou faune, sont également indispensables. Pour la flore, les paramètres uniquement quantitatifs peuvent être la superficie ou le linéaire traité, l'abondance relative des herbiers sur l'ensemble du site ou par unités géographiquement localisées de surface ou de linéaire, les masses ou les volumes de plantes extraites du site ou de chaque unité géographique. Pour la faune, il s'agira de données quantitatives, telles que nombre d'individus prélevés de l'espèce à gérer, le poids total des individus prélevés, etc., et qualitatives, comme le stade de reproduction des individus, etc.

Diverses fiches d'observations et de suivis de chantier ont été produites et utilisées depuis une quinzaine d'années, comme par exemple une fiche de suivi de chantier du Groupe de travail Loire-Bretagne (Haury *et al*., 2010) (disponible sur www.gt-ibma.eu). En complément des informations générales sur l'intervention déjà citées, elle comporte des demandes de renseignements sur le prestataire, le coût des travaux, le devenir et le coût de recyclage des plantes extraites.

Les analyses des fiches obtenues peuvent ensuite permettre de préciser les modalités d'intervention, d'évaluer leur efficacité lorsque deux ou plusieurs fiches présentent des informations successives sur le même site, et de contribuer aux analyses économiques qui commencent à être mises en place, comme par exemple celle de Matrat *et al*. (2011) présentée lors du colloque « Les plantes invasives en Pays de la Loire » (http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/2011-colloque-regional-les-plantes-a1338.html).

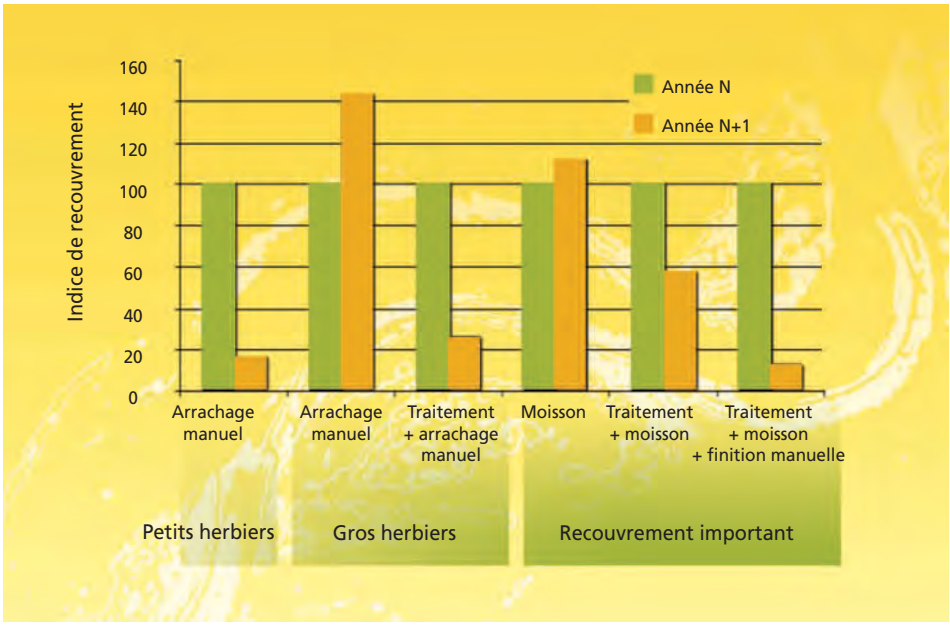
D'autres fiches plus spécifiques, concernant un territoire donné ou un type de plantes, peuvent aussi être proposées. C'est par exemple le cas d'une fiche récente, réalisée conjointement par le Conseil général, la Fédération de pêche de Vendée et l'IIBSN, consacrée à quelques plantes terrestres ou du bord des eaux comme les renouées, le baccharis et l'ambroisie. Cette fiche de « compte rendu d'enquête et/ou de suivi de la végétation terrestre envahissante » rassemble des éléments à renseigner sur la localisation, le type de milieu dans le contexte du Marais mouillé, la description de la colonisation et des informations sur une éventuelle intervention (http://www.sevre-niortaise.fr/accueil/des-thematiques-du-bassin-versant/les-plantes-exotiques-envahissantes/).

Pour flore et faune, la comparaison « avant/après » constituant l'évaluation pourra être faite soit en utilisant séparément chaque paramètre soit en élaborant des indicateurs synthétiques intégrant deux ou plusieurs paramètres.

Pour les plantes l'évaluation peut par exemple être réalisée assez facilement à partir de l'évolution des superficies sur le même site ou la même partie identifiée d'un site. Les résultats des expérimentations menées par l'IIBSN pour définir une stratégie optimale de gestion des jussies dans le Marais Poitevin (Pipet, 2007) ont été analysés de cette manière.

Ces expérimentations ont testé, seule ou en combinaison, les trois méthodes d'intervention qui semblaient à cette époque envisageables dans le contexte des marais mouillés, c'est-à-dire l'arrachage manuel, l'arrachage mécanique (« moisson ») et l'application d'herbicides (« traitement »). L'évaluation de l'efficacité était un calcul du recouvrement par les jussies l'année suivant les tests (« année N + 1 »), en considérant que l'indice de départ était de 100 avant les travaux. La figure 99 montre que l'arrachage manuel seul pouvait suffire pour les petits herbiers, que, pour être efficace sur les gros herbiers, il devait être précédé d'une application d'herbicide et que les recouvrements importants devaient être traités par la combinaison des trois méthodes successivement appliquées, pour obtenir la meilleure efficacité, avec un indice « N + 1 » de l'ordre de 15. Ces résultats ont donc amené les services de l'IIBSN à appliquer cette combinaison de méthodes, au moins tant que les herbicides conservaient leur efficacité sur les feuillages émergés des jussies (Pipet et Dutartre, 2014).

Figure 99



Évaluation de l'efficacité des mesures de gestion par calcul du recouvrement des jussies dans le Marais poitevin. D'après Pipet et Dutartre, 2014.

Une autre possibilité d'évaluation peut être de comparer d'une année à l'autre les abondances relatives de l'espèce, observées en plan d'eau ou en cours d'eau, par secteur de rive géographiquement localisé. C'est ce qui a été utilisé dans les études et suivis des colonisations et de la gestion des espèces aquatiques invasives dans les lacs et étangs des Landes (Dutartre *et al*., 1989). Une évaluation de l'abondance (entre 1 et 5, correspondant à « plante très rare » jusqu'à « plante très abondante ») est réalisée sur chaque secteur d'une longueur de 50 ou 100 m selon les plans d'eau mais identique sur tout le périmètre du plan d'eau, permettant de repérer les zones de rives les plus fortement colonisées et l'année suivante les résultats des interventions, secteur par secteur après interventions.

Originellement repérées sur un fond cartographique au 1/10 000°, les limites de secteurs ont été ensuite positionnées au GPS. Ces positionnements de référence peuvent donc permettre des comparaisons d'état de colonisation au fil du temps, espèce par espèce et secteur par secteur. À titre d'illustration la figure 100 présente la carte de localisation de la Jussie à grandes fleurs sur le l'étang d'Aureilhan (Landes).

Figure 100

Évaluation de l'abondance de la jussie dans les lacs et étangs des Landes. Exemple de l'Etang d'Aureilhan. D'après Dutartre et al.*, 1989.*

Pour la faune, les données les plus facilement disponibles sont généralement les bilans des captures. Ce peut être fait à l'échelle du territoire géré (voir l'expérience de gestion vol. 2, page 211) ou de manière plus précise en précisant le nombre d'animaux piégés ou abattus par unité du territoire. Le tableau 12 présente par exemple le nombre de ragondins et de rats musqués piégés par km de cours d'eau en Basse-Normandie. Les auteurs indiquent que des « infestations » supérieures à 15-20 par km correspondent à des densités élevées (FDGDON Manche, 2007). La comparaison d'une année sur l'autre peut, là aussi, permettre d'évaluer l'efficacité de la gestion.

Tableau 12

Nombre de ragondins et de rats musqués piégés par km de cours d'eau en Basse-Normandie. D'après FDGDON Manche, 2007.

Département	Bassin versant	Nombre de ragondins/km	Nombre de rats musqués/km
Orne	L'Orne amont	42	5
	La Risle	20	11
	L'Huisne	11	1
	La Varenne	14	8
Calvados	L'Orne aval	6	7
	La Drives	10	17
	La Touques	10	8
	La Seuilles	3	15
	L'Aure	20	36
	La Vire	10	14
Manche	La Saire	10	12
	La Divette	3	9
	La Douve	14	7
	La Taute	10	13
	L'Ay	6	9
	La Sienne	29	NC
	La Sée	3	7
	La Séline	7	7

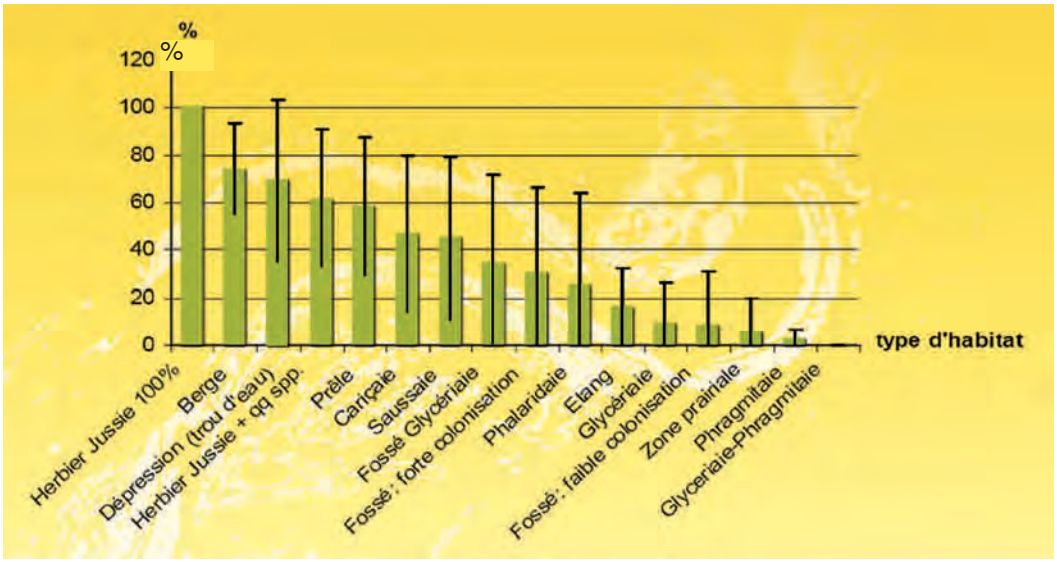
Cette pluralité de méthodes d'évaluation n'est pas une difficulté en soi car ce qui importe est la précision du protocole d'acquisition des informations et le fait que les observations ou mesures soient toujours faites de la même manière afin de permettre les comparaisons indispensables.

Évaluation des impacts écologiques de l'intervention

Pour la flore, la méthode de suivi la plus fréquemment employée est celle des relevés phytosociologiques pouvant être réalisés avant et après les interventions de gestion, permettant de suivre très précisément l'évolution des populations végétales indigènes.

Dans les travaux réalisés par Haury *et al*. (2009) sur le marais de Gannedel, les densités de jussie étaient très variables dans les différentes formations végétales échantillonnées, avec une forte colonisation dans les dépressions et certains fossés et absence de l'espèce dans certaines zones à roseau commun (*Phragmites australis*) et à grande glycérie (*Glyceria maxima*). Cette forte variabilité des densités en jussie semblait liée aux recouvrements des autres espèces, également très variables allant de 0 % (herbier monospécifique de jussie) à un recouvrement total ou presque pour les grands hélophytes (figure 101). La richesse spécifique moyenne des espèces indigènes dans les quadrats était également très variable, pour atteindre au maximum près de six espèces dans les quadrats colonisés par les grands hélophytes.

Figure 101



Colonisation de la jussie en fonction des types d'habitats sur le marais de Gannedel. Les données présentées sont des moyennes et écart-types des recouvrements sur 20 quadrats de 0,25 m² par habitat. D'après Haury et al.*, 2009.*

L'étude des recouvrements spécifiques observés sur les 324 quadrats de cette étude, rassemblant au total 55 taxons, non compris la jussie, montrait la colonisation préférentielle encore en cours des étangs à nénuphar par cette espèce, sa faible pénétration de la glycériaie et de la phalaridaie (formations végétales relativement hautes et denses) mais son effet négatif sur la richesse spécifique et le recouvrement des autres macrophytes.

Des évaluations plus globales et donc moins précises peuvent aussi donner des indications sur les processus écologiques modifiés par les espèces invasives. Les suivis réalisés sur l'étang du Turc (Landes) avant et après un arrachage mécanique des très importants herbiers de Jussie à grandes fleurs installés dans ce plan d'eau peu profond depuis plus d'une décennie, ont permis d'approcher les modifications engendrées par l'enlèvement puis le retour des jussies (Dutartre, 2004).

Les hydrophytes indigènes présents avant les travaux dans ce plan d'eau de huit hectares étaient peu diversifiées : seuls le Cornifle (*Ceratophyllum demersum*), deux espèces de potamots (*Potamogeton crispus* et *P. lucens*) et le Nénuphar jaune (*Nuphar lutea*) étaient présents. Les travaux d'arrachage ont eu un très fort impact sur ces plantes mais leur recolonisation a été rapide. D'autres hydrophytes ont été observées les années suivantes, des

indigènes, comme la Grande naïade (*Najas major*), le Myriophylle en épis (*Myriophyllum spicatum*) et exotique, le Grand Lagarosiphon (*Lagarosiphon major*). Faute d'entretien régulier du plan d'eau, la jussie a recolonisé en moins de cinq ans les biotopes rivulaires où étaient apparus ces hydrophytes, les faisant régresser de nouveau : la compétition pour la lumière était facilement gagnée par l'espèce exotique amphibie. L'entretien manuel régulier qui a été ultérieurement mis en place a permis d'éliminer la jussie du plan d'eau, facilitant un développement assez important de la Grande naïade.

Pour la faune, les protocoles de suivi post intervention de gestion pour évaluer les impacts écologiques dépendent de l'espèce animale exotique envahissante concernée et des connaissances disponibles sur les communautés indigènes, flore et faune, sur lesquelles cette espèce exerce des pressions de consommation ou de prédation. Des comptages ou des indices d'abondance des populations font parfois l'objet d'études l'année suivant l'intervention, mais il n'existe pas de protocole harmonisé.

Une des difficultés de mise en place du suivi des impacts écologiques est souvent l'absence de données sur le site avant intervention et de sites témoins proches encore non colonisés par l'espèce, ce qui pourrait permettre des comparaisons. De plus, comme l'ont montré par défaut les quelques exemples cités, à notre connaissance aucune étude portant sur les impacts de la gestion d'une EEE sur l'ensemble des communautés vivantes, flore et faune, n'est disponible. D'assez nombreuses informations sont disponibles sur les communautés d'invertébrés colonisant les macrophytes aquatiques, dont les espèces invasives, mais elles restent dispersées. Si des données montrent, par exemple, les impacts de développements importants de certaines plantes invasives sur ces communautés, aucune n'est disponible sur les modifications engendrées dans le même milieu par l'enlèvement de l'espèce invasive.

La difficulté de mise en place de dispositifs de suivi sur le long terme, souvent en lien avec l'absence de financements de longue durée, constitue également un très fort handicap pour cette évaluation. Cependant, au fur et à mesure que les besoins de gestion d'espèces invasives s'accroissent, augmentent également les besoins de financement, ce qui conduit à tenter de hiérarchiser les interventions sur les espèces jugées les plus problématiques. La principale difficulté de cette hiérarchisation est la nature des critères utilisés pour la réaliser : s'il est sans doute relativement facile de se référer à l'intensité des nuisances ressenties et, à l'échelle d'un vaste territoire, de cibler les espèces présentant le plus fréquemment des nuisances perceptibles, ce ne peut être le seul type de critère.

Les connaissances disponibles sur des espèces seulement en cours d'installation qui présentent de fortes capacités invasives déjà connues dans d'autres régions du monde devraient, par exemple, amener à les placer dans les espèces sur lesquelles intervenir en priorité, en tenant si possible en compte les données sur les modalités de gestion envisageables et les impacts de cette gestion. Par exemple, les techniques de gestion connues de la Crassule de Helms sont l'arrachage manuel, pas toujours facilement réalisable, et le décapage ou l'étrépage des sols ou des sédiments colonisés par cette espèce, ce qui conduit à faire disparaître en même temps les banques de graines et les invertébrés du sol ou des sédiments : cela devrait peut-être conduire à prioriser les efforts sur cette espèce pour intervenir dès son observation de manière à limiter les sites sur lesquels intervenir (voir les expériences de gestion vol. 2, page 47) et réduire de la sorte les impacts de sa gestion.

Le développement d'études portant à la fois sur une meilleure caractérisation des impacts écologiques des espèces exotiques envahissanteset sur les impacts engendrés par leur gestion nous semble indispensable pour améliorer notre capacité collective à résoudre les difficultés rencontrées en minimisant les effets secondaires indésirables liées aux actions elles-mêmes. Les réflexions qui se développent sur l'évaluation des services écosystémiques des milieux aquatiques (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011) devraient également faire partie de cette large analyse.

Perspectives pour améliorer la gestion des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques

La gestion des espèces exotiques envahissantes s'appuie obligatoirement sur des connaissances, des disciplines scientifiques et techniques diverses, s'inscrivant dans un large panorama de réflexions et d'activités humaines.

Dans ce contexte, les améliorations possibles seront, elles aussi, diverses et pourront passer par le développement et la mise en place :

- d'une règlementation renforcée et plus efficace (chapitre 2) ;
- d'une meilleure circulation des informations (chapitre 3) ;
- du partage et du renforcement des connaissances sur la biologie et les techniques de gestion de l'espèce (ce chapitre 5) ;
- de réseaux de surveillance et de détection précoce des espèces exotiques envahissantes (chapitre 4) ;
- de programmes de recherches appliquées (chapitre 1) ;
- de cadres stratégiques aux différentes échelles de la gestion (chapitres 3 et 6).

Il a été choisi d'illustrer, ci-dessous, deux axes de réflexion nécessitant une forte amélioration : la biosécurité et les analyses des coûts d'intervention de gestion en milieux aquatiques.

Améliorer la biosécurité

Cette partie du texte est adapté d'un dossier préparé pour la première lettre d'information du groupe IBMA (voir http://www.gt-ibma.eu/activites-du-gt-ibma/lettre-dinformation/les-dossiers-de-la-lettre-dinformation/).

Sans en avoir conscience, tous les usagers des milieux aquatiques peuvent se transformer en vecteurs de transports de pathogènes et d'espèces invasives. Nos connaissances sur les risques liés à cette possibilité de dispersion sont encore extrêmement insuffisantes. Il nous semble donc nécessaire que ces questions de biosécurité soient abordées aussi largement que possible pour en tirer des enseignements à transmettre à terme à l'ensemble des usagers. La prise de conscience de ces risques de dispersion et la mise en œuvre de directives de biosécurité adaptées pourrait permettre de limiter l'extension géographique et les nuisances et dommages que causent diverses espèces invasives facilement transportables.

Trois exemples récents de recherches sur ce sujet en montrent parfaitement l'intérêt.

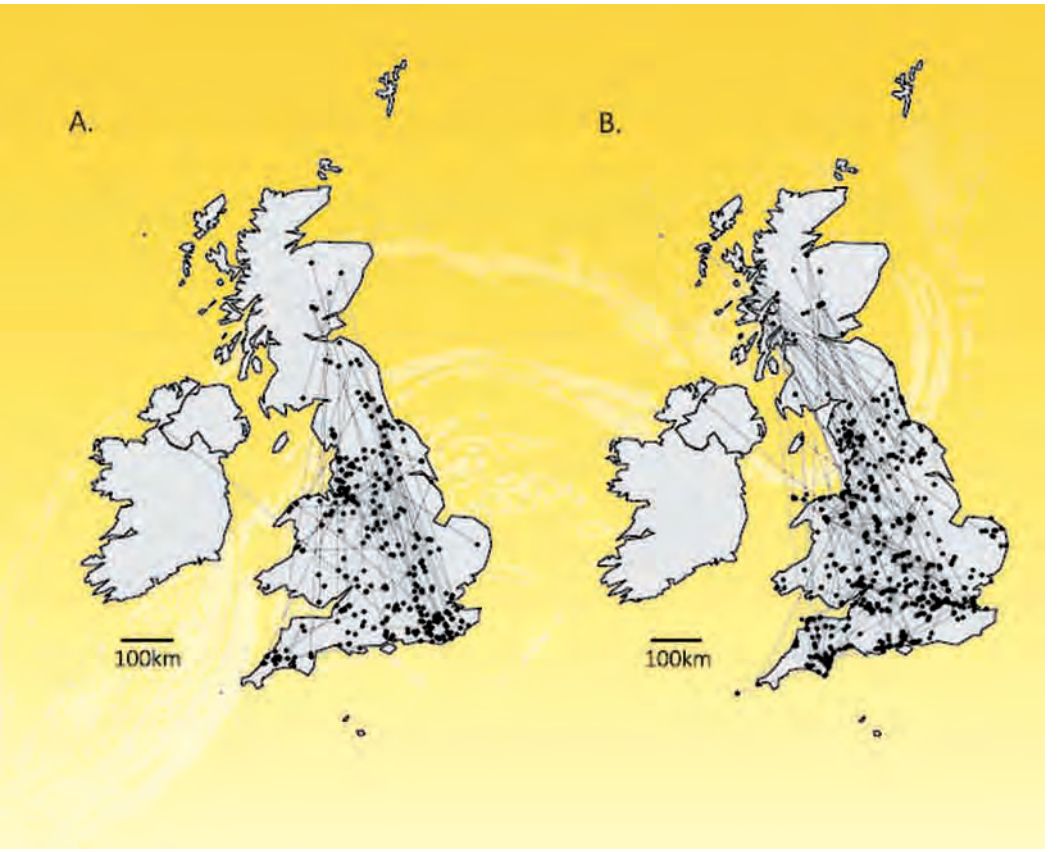
■ Enquête auprès des associations de pêche et de canoë-kayak d'Angleterre

L'enquête réalisée par Internet par Anderson *et al*. (2014) auprès de l'ensemble des associations de pêche et de canoë-kayak d'Angleterre avait pour objectif de faire un point sur les pratiques de ces utilisateurs des milieux aquatiques pouvant avoir un impact sur la dispersion de neuf pathogènes et de dix espèces exotiques envahissantes (flore et faune déjà identifiés comme invasifs avérés). Les questions sur les pratiques portaient sur le nettoyage et le séchage des équipements après utilisation, les destinations, les fréquences et l'ampleur des déplacements, le nombre de bassins versants concernés par ces déplacements sur des périodes courtes, etc. Les pêcheurs ont également été interrogés sur leur utilisation et l'élimination des appâts vivants. Les réponses ont ensuite été évaluées en termes de risques de dispersion, de 1 (risque faible) à 5 (risque élevé).

Parmi les résultats de cette enquête, il est à noter qu'une majorité des pêcheurs (64 %) et des canoéistes (78,5 %) utilise leur équipement dans plus d'un bassin versant durant la même période de quinze jours, temps de survie possible de plusieurs des espèces invasives et des agents pathogènes considérés dans l'étude. De plus, 12 % des pêcheurs et 50 % des canoéistes ne procèdent pas à un nettoyage ou un séchage de leur équipement entre deux utilisations. Par ailleurs, près de la moitié des pêcheurs et des canoéistes ont utilisé leur équipement à l'étranger, en grande majorité dans d'autres pays d'Europe, dont une faible proportion sans nettoyage ni séchage de leur matériel.

Des cartes élaborées à partir des informations recueillies montrent la localisation de sites visités par un pêcheur ou un canoéiste ayant visité plus d'un bassin versant durant la même quinzaine de jours sans nettoyer ou sécher son équipement entre les utilisations. Sur ces mêmes cartes, des lignes reliant les sites visités par une même personne durant la quinzaine de jours en question illustrent très bien le réseau d'interconnexions entre bassins versants que créent ces usagers (figure 102). Considérant que plus d'un tiers des introductions d'espèces

Figure 102



Localisation des sites visités par les pêcheurs (A) et les canoéistes (B) ayant visité plus d'un bassin versant, et leurs déplacements, durant la même quinzaine de jours sans nettoyer ni sécher leur équipement entre les utilisations. D'après Anderson et al.*, 2014.*

en Europe est causé par la pêche, la navigation de plaisance et les activités de loisirs, les auteurs concluent sur les risques potentiels, comme vecteurs de pathogènes ou d'espèces invasives, de ces usages des milieux aquatiques, et donc sur l'importance d'une amélioration en termes de biosécurité des pratiques associées ainsi que des besoins de sensibilisation du public.

Dans ces conditions, si les équipements utilisés par les usages des milieux aquatiques peuvent servir de vecteurs invisibles d'espèces invasives ou d'agents pathogènes lorsqu'ils sont utilisés sans précaution, quelles pourraient être les méthodes à appliquer pour réduire ces risques de transport inconscient des organismes ? Par exemple, identifier des produits de nettoyage des équipements utilisés par certains de ces usagers pour éliminer ces organismes après sortie de l'eau ?

■ Mesures de biosécurité visant à réduire la propagation secondaire de la Palourde asiatique

Les travaux de Barbour *et al*. (2013) portant sur des tests de quelques produits désinfectants appliqués à la Palourde asiatique (*Corbicula fluminea*) en Irlande donnent des premiers résultats tout à fait intéressants. La Palourde asiatique, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), est un des bivalves invasifs les plus répandus dans les eaux douces du globe. Les premières observations de cette espèce en Irlande datent de 2010. Son extension rapide dans le fleuve Shannon a confirmé ses capacités élevées de colonisation. Les risques d'une dispersion secondaire par les activités humaines dans les milieux aquatiques à fortes pressions de pêche et de navigation de plaisance comme ce fleuve ont été jugées importantes. Aussi l'objectif de l'étude était de tester l'efficacité de certaines méthodes de nettoyage des équipements (filets, pantalon de pêche, ou d'autres équipements utilisés en eaux douces) utilisés pour la pratique de la pêche, pour en d'éliminer les individus de *C. fluminea.*

Les produits utilisés pour ces tests ont été du sel, de l'eau de javel et un produit, le Virkon® aquatique, spécifiquement développé pour la désinfection en aquaculture (figure 103).

Figure 103

© Inland Fisheries Ireland

Désinfection du matériel de pêche à l'aide de Virkon®.

Les résultats de ces tests ont montré que le Virkon® était le produit le plus efficace dans cet objectif de biosécurité, en provoquant une mortalité de plus de 90 % des C. *fluminea* après un temps d'exposition très court. Selon les auteurs, pour obtenir une mortalité totale de l'espèce, des recherches seraient nécessaires, à la fois sur la biologie de l'espèce (les stimuli de déclenchement d'ouverture des valves de la palourde) et sur l'identification d'autres produits chimiques et de combinaisons de produits chimiques pouvant développer des effets synergiques.

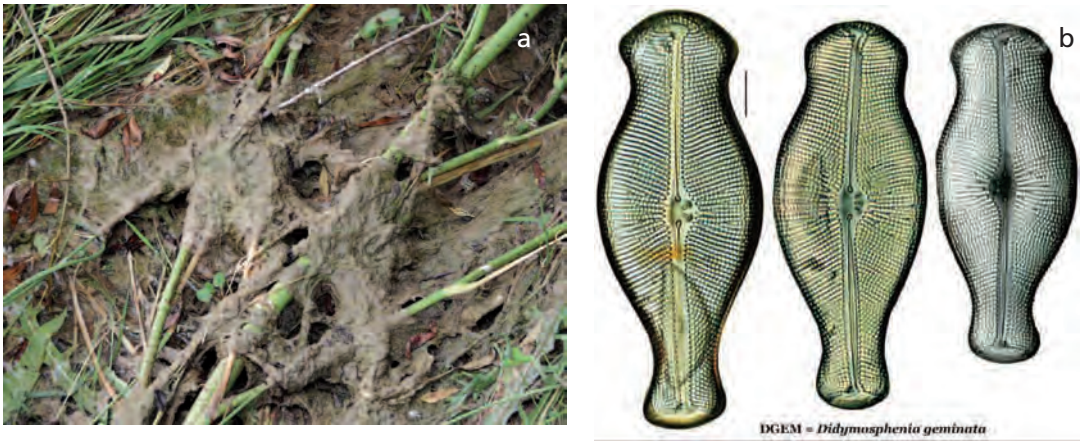
Cette prise de conscience de la responsabilité que nous pouvons avoir dans la dispersion d'espèces pouvant ensuite causer des difficultés peut déboucher sur des directives en termes de biosécurité qui peuvent évidemment être jugées comme des contraintes supplémentaires dans les utilisations des milieux aquatiques.

■ L'exemple de la diatomée *Dydimosphenia geminata*

Un exemple maintenant bien connu de dispersion d'une espèce exotique par certaines pratiques est celui de la diatomée *Dydimosphenia geminata* (figure 104). Cette diatomée d'assez grande taille produit des tiges mucilagineuses lui permettant de se fixer aux sédiments et à la végétation et susceptibles de totalement tapisser le fond des rivières. Originaire des régions boréales et montagneuses de l'hémisphère Nord, elle a été largement dispersée depuis le milieu des années 1980, en Nouvelle Zélande où elle est considérée comme un « organisme indésirable », mais aussi en Amérique du Nord et en Europe. Ses proliférations ont des conséquences sur les communautés vivantes des cours d'eau colonisés, des impacts jugés notables sur la pratique de la pêche dans divers territoires et les amas dérivant de ses tiges peuvent obstruer les prises d'eau.

Ses tiges peuvent se fixer aux équipements des pêcheurs, des kayakistes, des canoéistes ou d'autres usagers des rivières, ce qui explique cette grande dispersion. De nombreuses informations sur cette espèce ont été diffusées depuis quelques années, tentant d'attirer l'attention des usagers sur les risques de cette dispersion et sur les moyens de l'empêcher. Par exemple, dans un document édité par les ministères du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, et des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec en 2008 (www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/didymo/didymo.pdf), les préconisations reprises de méthodes mises au point et testées par les autorités néo-zélandaises (*Biosecurity New Zealand*) sont présentées : elles portent sur un examen de l'embarcation et de l'équipement avant de quitter la rivière pour enlever les amas d'algues, sur le nettoyage et le séchage des objets ayant touché l'eau, en insistant par exemple sur le traitement de matériaux absorbants tels que les feutres collés sous les bottes des pêcheurs.

Figure 104



La diatomée Dydimosphenia geminata *se fixe aux sédiments et à la végétation et a largement été dispersée par les équipements d'activités de loisir.*

a © A.Dutartre, Irstea
b © Coste et al.

Dans ce domaine de la biosécurité, nous sommes donc à la fois confrontés aux insuffisances de nos connaissances (qu'il serait nécessaire de combler) et à des besoins de modifications de certaines pratiques dans les milieux aquatiques (qu'il faudrait faire accepter des usagers) : des évolutions qui vont nécessairement prendre du temps mais qui paraissent indispensables pour contribuer à l'amélioration de la gestion des espèces exotiques envahissantes.

Comment objectiver le regard porté sur les dépenses de gestion des espèces exotiques envahissantes et sur les analyses économiques comparatives des techniques utilisables ?

Une des difficultés récurrentes de toute intervention de gestion d'un milieu ou d'un territoire est sa justification en termes d'enjeux économiques. Les dépenses déjà très importantes et en accroissement permanent de gestion des EEE à toutes les échelles, planétaire, européenne et nationale sont de plus en plus souvent jugées comme peu supportables et, en particulier à l'échelle européenne, comme concurrençant directement les besoins de financements de la restauration des milieux aquatiques engagée avec la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau.

La plupart des bilans économiques disponibles évaluent les dommages causés par les EEE et les coûts de leur gestion de manière très globale, cumulant les espèces, ce qui est tout à fait nécessaire mais pas suffisant. En effet, nous sommes bien confrontés à des invasions biologiques multiples, présentant des dommages et des modes de gestion spécifiques, ce qui peut se ramener dans tous les cas à une évaluation strictement financière mais les analyses devraient aussi porter sur les différents types d'EEE pour préciser les enjeux divers de leurs gestions.

La dispersion des espèces invasives à gérer dans les milieux concernés est une des difficultés d'évaluation correcte de ces données économiques. Pour ce qui est des plantes aquatiques, le choix de la technique de gestion n'est pas le seul paramètre : par exemple, comment comparer des interventions utilisant les mêmes engins portant, soit sur des herbiers dispersés, occasionnant des déplacements « à vide » entre ces herbiers (figure 105), soit sur des herbiers denses et d'un seul tenant (figure 106). Le coût moyen par unité de volume de plantes extraites ou par unité de superficie traitée est directement lié aux caractéristiques de cette dispersion, à l'ampleur des déplacements des engins, aux accès permettant l'arrivée du matériel et le déchargement des plantes extraites, etc.

Figure 105

© A.Dutartre, Irstea

Herbiers dispersés d'Égérie dense sur la retenue de Pen-Mur (Morbihan).

Figure 106

© A.Dutartre, Irstea

Herbiers denses de Grand lagarosiphon, Étang blanc (Landes).

Dans le cadre du projet Jussie du programme INVABIO (Dutartre *et al*., 2007), une analyse des coûts de gestion des jussies a été réalisée pour tenter de préciser les modalités optimales, d'un point économique, de gestion de ces espèces (Million, 2004). Les principales attentes de cette analyse portaient entre autres sur les choix éventuels de périodicité et de calendrier des interventions en fonction des types de milieux et sur la gestion régulière des stocks résiduels de jussies se maintenant dans les sites gérés. Elle n'a pu répondre à l'ensemble de ces questions mais elle a toutefois permis une première approche des coûts des deux principales techniques de régulation des jussies, c'est-à-dire l'arrachage mécanique et l'arrachage manuel.

Les informations issues de l'enquête réalisée dans cet objectif donnaient comme coûts moyens par tonne de biomasse fraîche de jussie arrachée, entre 1 100 et 1 330 € pour l'arrachage manuel et entre 51 et 64 € pour l'arrachage mécanique.

Une des remarques finales de cette analyse était que la solution de gestion des jussies qui semblait optimale était une intervention permettant de réduire fortement les stocks de jussies dans un site, suivie d'interventions régulières sur les stocks résiduels, ce qui était déjà le cas des interventions sur différents sites comme le Marais Poitevin.

L'analyse des coûts de chantiers des plantes aquatiques invasives en Pays de la Loire réalisée par Matrat *et al*. en 2011 (http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/2011-colloque-regional-les-plantes-a1338.html) a porté sur les données de 317 des 449 chantiers répertoriés depuis 1994 grâce aux rapports des gestionnaires avant 2006 et aux fiches de suivi de chantiers mises en place depuis 2006. Le coût total de ces interventions est d'environ 3,5 millions d'euros. Parmi les nombreux éléments issus de cette analyse figurent des calculs des moyennes des coûts d'arrachages, toutes espèces confondues, en fonction de la superficie gérée ou du volume extrait. Les coûts moyens par m² évoluent de 0,4 euros pour des superficies traitées supérieures à un hectare à environ 35 euros pour des superficies ne dépassant pas 10 m². De même, ces coûts varient de 4,2 euros pour des volumes extraits supérieurs à 100 m^3 à environ 2 300 euros pour des volumes ne dépassant pas 0,1 m^3.

Ces analyses par unité de superficie de milieux et de volume ou de biomasse de plantes extraites sont des éléments très utiles dans les réflexions à mener sur les techniques de gestion mais elles ne renseignent que très imparfaitement sur les enjeux des interventions. En effet, elles ne prennent en compte ni les spécificités et les intérêts écologiques des milieux à gérer ni les caractéristiques de la colonisation par l'espèce invasive ciblée (dispersion des herbiers à extraire, par exemple, ou conditions d'accès pour le matériel).

Les dépenses de gestion des jussies réalisées par l'IIBSN dans la zone des marais mouillés du Marais Poitevin dépassent annuellement 200 000 euros (Pipet et Dutartre, 2014). Elles sont très élevées mais l'analyse de la situation du site vis-à-vis de la colonisation par les jussies et l'évaluation d'un coût de « non intervention » permet d'en relativiser l'importance.

Une analyse économique des coûts de dommages théoriques d'une colonisation totale du réseau hydrographique des marais mouillés par les jussies a été réalisée par Aline Issanchou en 2012. Elle a intégré dans ses calculs les usages humains du site, tels que l'activité touristique du Marais Poitevin et sa navigabilité, les risques liés à la protection contre les crues et des valeurs telles que valeur récréative ou esthétique. Par exemple, son évaluation des dépenses touristiques annuelles dans le Marais Poitevin s'élève à près de 145 millions d'euros, ce qui permet de relativiser les coûts annuels de gestion des jussies puisqu'une grande partie de l'attrait touristique des marais mouillés repose sur les promenades en barque en « Venise verte » qui deviendraient impossibles dans des chenaux envahis de jussie. Bien qu'encore insuffisamment étayée, faute de données précises sur différents éléments du calcul, cette première analyse a permis à l'auteur de conclure que, selon ce mode d'évaluation, les dommages occasionnés par la jussie, « dont tous n'étaient pas pris en compte dans son travail », semblaient beaucoup plus importants que les coûts de contrôle effectivement engagés : selon ses calculs, « à partir de 200 tonnes de biomasse fraîche de jussie, les dommages totaux estimés de la jussie s'élèvent à 82 millions d'euros » (Pipet et Dutartre, 2014).

Lancée par le Commissariat général au développement durable, une enquête à l'échelle du territoire national est en cours pour produire une analyse globale en termes de dépenses, de coûts des dommages causés par les EEE sur l'environnement, la santé et l'économie, et de coûts des interventions de gestion. Après une phase de synthèse bibliographique, un questionnaire a été envoyé en début d'été 2014 aux principaux acteurs concernés. Elle est en lien avec la mise en place récente du règlement européen. En complément des pertes économiques évaluables, des données sur les « atteintes au bien-être des acteurs de terrain et les éventuels bénéfices non marchands (activités récréatives, aspects esthétique, aménités, etc.) » devraient être intégrées à cette analyse.

Ces données économiques n'intègrent pas les impacts écologiques des interventions ni les services écosystémiques rendus par les milieux. Les plantes invasives peuvent occuper les mêmes biotopes que des espèces indigènes patrimoniales (figure 107) : quel critère prépondérant choisir pour l'intervention ? Tout retirer en sachant que le trèfle d'eau est très peu compétitif et ne recolonisera probablement pas le site ou intervenir de manière ciblée sur les deux espèces invasives en sachant que le coût de ce second mode d'intervention sera évidemment plus élevé ?

Le recours à l'arrachage manuel permet ainsi de n'extraire que les plantes invasives en laissant subsister les espèces indigènes (figure 108), et ceci même à des échelles spatiales très réduites : par exemple, un intervenant formé peut différencier la Jussie à grandes fleurs (*Ludwigia grandiflora*) aux feuilles alternes et la Ludwigie des marais (*Ludwigia palustris*), espèce indigène aux tiges rougeâtres et aux feuilles opposées.

La poursuite de telles analyses, à l'échelle nationale ou par entités régionales, ou encore par espèce, nous semble nécessaire pour permettre de mieux définir les stratégies de gestion des EEE. Elles devraient nous aider dans la définition d'une stratégie globale impulsée au niveau national comme le demande le règlement européen et de stratégies régionales ou locales plus contextualisées. Mais, dans tous les cas, il nous semble indispensable qu'elles soient accompagnées de l'évaluation des services écosystémiques rendus par les milieux aquatiques (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011) afin que soient complètement estimés les enjeux écologiques, sociaux et économiques de la gestion des espèces exotiques envahissantes.

Figure 107

© A.Dutartre, Irstea

*Au premier plan se trouve une touffe d'iris (*Iris pseudacorus*) entourée d'un petit herbier de trèfle d'eau (*Menyanthes trifoliata*), espèce en régression dans les plans d'eau du littoral aquitain. En second plan, un herbier dense de Myriophylle du Brésil et quelques pieds de jussie. Étang de Léon (Landes).*

Figure 108

© A.Dutartre, Irstea

Arrachage manuel de jussie dans un fossé en connexion avec l'Étang noir (Landes).

Outils pour améliorer la gestion des espèces exotiques envahissantes

6

Ce chapitre a été rédigé par :
Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)
Alain Dutartre (Expert indépendant, ex-Irstea)
Emilie Mazaubert (Irstea)

Avec la contribution de :
Benjamin Bottner (Institut d'aménagement de la Vilaine)
Anne-Laure Gourmand (MNHN)
David Happe (Dreal Auvergne)
Jacques Haury (AgroCampus Rennes)
Nicolas Poulet (Onema)
Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN)

214 La nécessité d'avoir une réflexion organisée et coordonnée
220 Des outils à disposition des gestionnaires

La nécessité d'avoir une réflexion organisée et coordonnée

Les différents types d'acteurs et l'intérêt d'une structuration en réseau

Comme évoqué dans les chapitres 4 et 5, la gestion des espèces exotiques envahissantes prend nécessairement en compte une dimension collective et met en relation différentes catégories d'acteurs, notamment chercheurs, gestionnaires et usagers. Cela nécessite que soient désignées les personnes les plus adéquates pour définir les modalités d'organisation et les techniques considérées, mais aussi que soit définie la manière dont s'articuleront ces actions selon les différentes échelles (géographiques et administratives) locale, régionale, nationale voire européenne. Tant leur nature varie, la mise en place d'une telle organisation des acteurs impliqués dans la gestion des invasions est loin d'être une tâche facile. Ainsi, à l'échelle locale, aucun acteur type n'est désigné pour prendre en charge la gestion des espèces invasives. Il s'agit de tout acteur susceptible d'exercer une action sur ces espèces : des gestionnaires d'espaces naturels, des usagers (chasseurs, pêcheurs) dans certains cas, des techniciens de collectivités dans d'autres, ou encore des agents des services de l'État ou des bénévoles d'associations (Menozzi et Pelligrini, 2012).

Ces acteurs se distinguent par leur nature, leur organisation, leurs moyens et leurs objectifs mais également par la technique qu'ils vont privilégier pour gérer les espèces. Le statut juridique des espèces va également orienter le type d'acteur gestionnaire : par exemple, pour la faune, les espèces nuisibles et gibier (voir chapitre 2, page 67) seront principalement gérées par les chasseurs, les piégeurs et les agents de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS). Il en va de même pour le milieu dans lequel sont rencontrés les nuisances et dommages : les acteurs ne seront pas les mêmes si l'on se trouve en milieu terrestre ou aquatique ou encore si l'on se trouve en espace naturel protégé ou non. La gestion effective des espèces sur les territoires va donc dépendre de la configuration des acteurs et de leur mobilisation : choix des techniques et réseaux de relations entre les différents acteurs gestionnaires sont ainsi interdépendants (Menozzi et Pelligrini, 2012).

La gestion des espèces invasives conduit les acteurs à créer de nouvelles formes de partenariats pour espérer une réussite, le manque de coordination étant un facteur d'échec non négligeable. Cette interdépendance s'observe au niveau des territoires, d'une manière horizontale, mais aussi aux différents échelons de la gestion, au niveau local, national ou international, où chaque niveau joue un rôle propre (Menozzi et Pelligrini, 2012).

Schématiquement, le niveau national apporte des financements pour la coordination stratégique ou la mise en œuvre d'actions ponctuelles (dans le cadre d'appels à projet notamment). Il peut aussi apporter un cadre stratégique (voir chapitre 3). Le niveau territorial coordonne et finance les actions de gestion et le niveau local les met en œuvre. Les interactions entre ces différentes échelles sont néanmoins beaucoup plus complexes et impliquent du partage d'information, de l'échange de savoir et d'expertise mais également de la construction de projets.

Figure 109

Représentation schématique et non exhaustive des interactions entre les principaux acteurs de la gestion des espèces invasives à différentes échelles de la gestion. D'après Sarat, 2014.

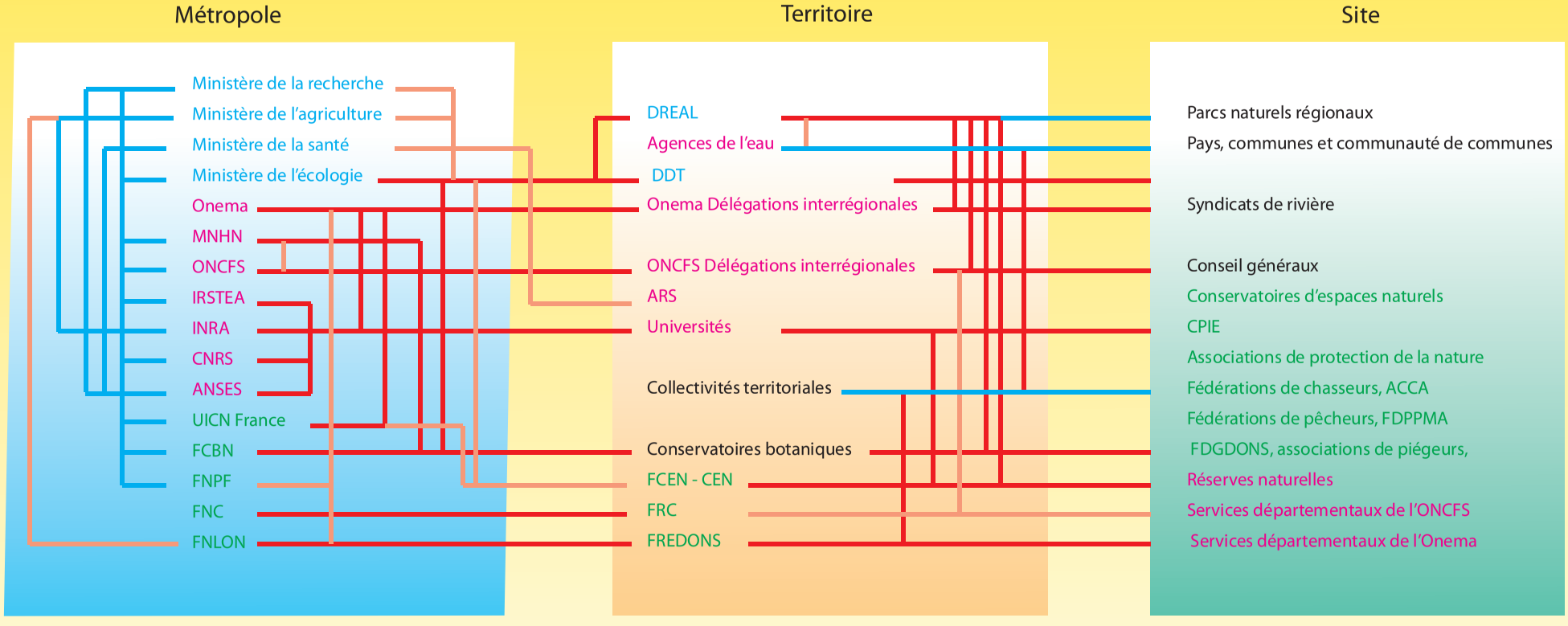


Figure 110

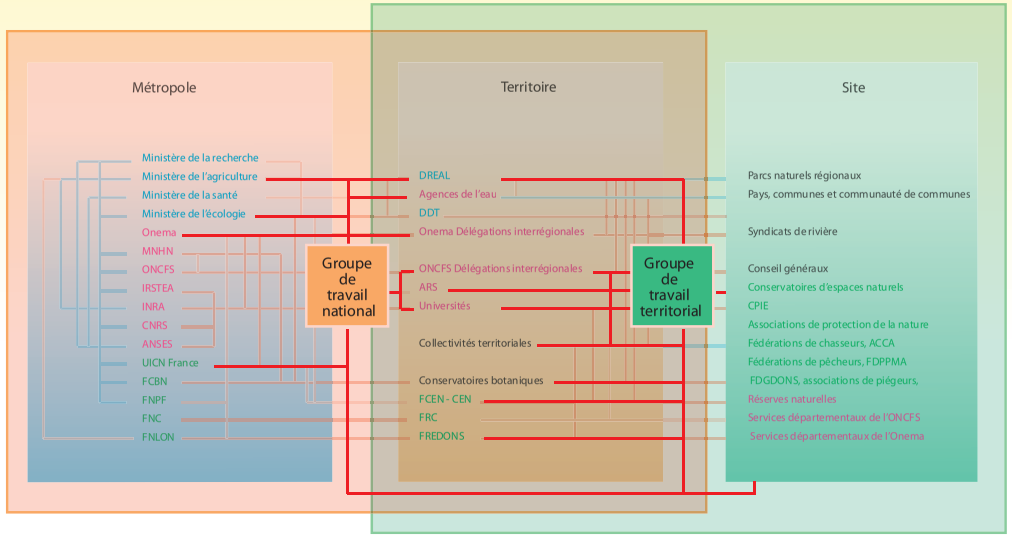


Schéma synthétique des interactions entre les principaux acteurs de la gestion des espèces invasives à différentes échelles de la gestion et exemples de rôles de groupes de coordination territoriale.
D'après Sarat, 2014.

services de l'État,
établissements publics d'État,
associations Loi 1901,
collectivités territoriales et établissements publics associés,
À noter que les conservatoires botaniques nationaux ont des statuts très variés (associations, syndicats mixtes, service du MNHN), leur statut n'est pas précisé sur ce schéma.

Financement de projets
Construction de projets
Échanges de savoirs, expertise, avis et partage d'information

La représentation synthétique des relations entre acteurs impliqués dans la gestion des espèces invasives en milieux aquatiques (figure 109 , ci-contre) illustre cette complexité.
Loin d'être complet et ne cherchant pas l'exhaustivité, ce schéma général montre que :

■ les acteurs impliqués sont très variés à chaque échelle de la gestion des EEE. De nature, de moyens et d'objectifs différents, tous participent toutefois à cette gestion. Plusieurs catégories peuvent être identifiées :

- l'État et les services de l'État, principalement impliqués à l'échelon national, en relation avec leurs établissements publics et leurs services déconcentrés mettent en œuvre les politiques environnementales dont celles sur les EEE. Les relations interministérielles concernent principalement l'échange d'information,
- les établissements publics et les services déconcentrés de l'État font le lien entre l'échelle nationale et les acteurs de la gestion à l'échelle du site. Dans cette catégorie, le monde de la recherche fait son apparition à l'échelle nationale et territoriale et peut jouer un rôle connecteur avec les gestionnaires,
- les associations et/ou fédérations de protection de nature ou d'usagers, bien représentées à l'échelle nationale et à l'échelle des sites. Leur présence plus discrète à l'échelon intermédiaire réduit les liens entre les échelles locales et nationales qui peuvent alors se créer par le biais d'établissements publics ou d'organismes de recherche,
- les collectivités territoriales (régions, département, communes) sont impliquées dans le financement d'actions de gestion et la diffusion de l'information sur les EEE. Les établissements publics de coopération intercommunale (communautés d'agglomération, de communes, syndicats mixtes), les syndicats de rivière ou encore les parcs naturels régionaux sont plus directement impliqués dans la gestion concrète des EEE ;

■ les relations intra-échelle sont denses et les relations entre les différentes échelles sont plus dispersées. Les échanges entre sites et métropole pourraient être améliorés par une meilleure coordination à l'échelle territoriale. À l'échelle du site, les relations entre acteurs existent de façon intrinsèque mais les rôles et l'implication de chacun varient en fonction du contexte ;

■ la transmission de l'information et la formulation d'expertise sont souvent envisagées dans une dynamique de « top-down », du national vers le local, et fait peu intervenir les gestionnaires alors que la construction de projet et la gestion concrète suivent une démarche inverse. Les acteurs à l'échelle du site font remonter vers l'échelon supérieur les difficultés causées par les nuisances et dommages des EEE et les besoins d'intervention de gestion ;

■ le financement des projets et des interventions de gestion émanent d'un nombre restreint de « guichets » bien identifiés : ministère en charge de l'écologie et ses directions régionales, Onema, ONCFS, agences de l'eau et collectivités territoriales, qui mobilisent aussi des fonds européens (FEDER, LEADER, LIFE, etc.).

Le renforcement des interactions entre ces différents acteurs et échelles est indispensable pour améliorer la mise en œuvre et les résultats de la gestion des EEE. L'acquisition de connaissances et leur diffusion repose notamment sur des collaborations entre gestionnaires, techniciens, chercheurs et experts que l'on retrouve dans les différents réseaux d'acteurs. Par exemple, la production d'informations sur la répartition des espèces exotiques envahissantes peut notamment reposer sur la collaboration entre :

■ les gestionnaires d'espaces naturels (protégés ou non) qui localisent les espèces et les zones de colonisation ;

■ les structures coordinatrices qui interviennent à l'échelle départementale ou régionale, produisant des outils de production de cartes collectives de répartition permettant la remontée des informations à l'échelle supérieure et aux organismes de recherche ;

■ les usagers et les propriétaires de terrain pouvant fournir des informations sur l'historique du site d'intervention, d'introduction et de colonisation de l'espèce ou encore le résultat des méthodes de gestion employées antérieurement.

Sur la base de ce premier diagnostic, comment améliorer la production, la diffusion et le partage de ces connaissances « hybrides » mêlant science et perception du terrain, détenues par l'ensemble des acteurs ? Comment encourager et faciliter la coordination, gage d'une gestion améliorée des espèces exotiques envahissantes et optimiser les actions et les dépenses engagées ?

Les groupes de coordination territoriale

■ L'émergence des groupes de travail

Les difficultés de gestion de plantes aquatiques exotiques envahissantes sont apparues en France dans les années 1970 (Dutartre *et al.*, 2014), principalement dans le sud-ouest, puis se sont progressivement étendues à une grande partie de la façade atlantique jusqu'en Bretagne. Des interventions ponctuelles sur quelques sites présentant de fortes colonisations ont été conduites dès la fin des années 1970. Les bilans de ces opérations ont bien montré l'ampleur des difficultés qui restaient à résoudre, notamment la nécessité de coordonner les efforts et les parties prenantes.

Ainsi, à partir du début des années 2000, des groupes de travail se sont progressivement mis en place pour renforcer la coordination des actions sur les plantes aquatiques invasives. La création de ces groupes a été souvent spontanée, pour répondre à des demandes récurrentes d'acteurs concernés par la gestion des espèces invasives, et avec pour objectif d'apporter des réponses scientifiques et techniques aux problèmes rencontrés par les gestionnaires.

La couverture administrative de ces groupes est très variable. Elle est fonction de l'historique des actions de gestion déjà engagées sur les territoires, des structures en charge de leur coordination et des parties prenantes impliquées. Ces groupes peuvent aller de l'échelon national comme le Groupe de travail Invasions biologiques en milieux aquatiques (IBMA) jusqu'au département comme dans le cas de l'Observatoire des plantes envahissantes de Charente, en passant par un bassin versant entier comme le groupe de travail Plantes invasives du bassin Loire-Bretagne, ou encore la région comme le Comité des Pays de la Loire. Leur fonctionnement leur est propre et adapté au contexte du territoire qu'ils couvrent.

Ces groupes offrent une opportunité pour les acteurs de la gestion de co-construire une part des connaissances sur ces espèces. Certains d'entre eux ont plus d'une décennie d'existence et ils ont permis, à l'échelle des territoires couverts, d'organiser d'importantes récoltes d'information sur la répartition des plantes invasives, d'en dresser des cartographies, d'échanger sur les expériences de gestion déjà menées et d'améliorer la prise en compte de cette problématique. Ils ont également permis la mise en œuvre d'interventions en mobilisant des financements et en assurant leur pérennité, en associant de nombreuses partie-prenantes et en les invitant à la concertation pour trouver des méthodes de gestion pouvant permettre de conserver les usages sur les sites tout en limitant les impacts causés par les espèces exotiques envahissantes.

En mobilisant de nombreux acteurs différents (associations, établissement publics, services de l'État, services des collectivités locales, gestionnaires d'espaces naturels, usagers, etc.), ces groupes jouent un rôle de plateforme d'échange d'information et contribuent largement à la diffusion à l'échelle nationale d'informations sur ces espèces et sur les aspects techniques et organisationnels des interventions de leur gestion. Forts de ces expériences, ils ont progressivement élargi leurs objectifs vers les plantes invasives moins aquatiques pour maintenant se tourner vers la faune exotique envahissante, mettant ainsi à profit le réseau d'acteurs existant et les compétences associées et s'ouvrant continuellement vers de nouvelles parties prenantes.

La figure 110, p. 215, intègre le rôle de ces groupes territoriaux au sein des interactions entre acteurs de la gestion des EEE en milieux aquatiques. Les groupes de coordinations territoriale et nationale renforcent à la fois les liens intra et inter échelle. Ils permettent l'émergence de nombreux projets aussi bien avec les acteurs à l'échelle du site d'intervention qu'avec les acteurs à une plus vaste échelle, comme les chercheurs et les établissements publics. Enfin, ils sont interconnectés et servent de relais entre gestionnaires et décideurs.

Des stratégies indispensables

Cependant, malgré l'existence de ces groupes, des besoins de mise en réseau et de partage des connaissances subsistent, en particulier sur les territoires où aucune large coordination n'existe encore.

■ Vers une stratégie nationale de gestion des espèces exotiques envahissantes

La définition d'une stratégie nationale est une étape indispensable afin :

- de renforcer les liens horizontaux (entre structures et acteurs) et verticaux (entre les échelles nationale, régionale, communale, etc.) ;
- d'assurer une meilleure visibilité des EEE comme enjeu prioritaire de gestion des milieux ;
- de soutenir les actions locales et d'améliorer les échanges d'information entre structures compétentes.

La prochaine mise en œuvre du règlement européen permettra d'améliorer la coordination à l'échelle nationale entre les différents acteurs et le partage d'information. En effet, le règlement exige la mise en œuvre par les États d'un système de surveillance, de recherche et de suivi des espèces exotiques envahissantes et prévoit une mutualisation de l'information sur les espèces de la liste de l'Union en vue d'orienter les actions de gestion à l'échelle européenne (Le Botlan et Deschamps, 2014).

■ Développement des stratégies territoriales

Sans attendre la mise en œuvre d'une stratégie nationale, des stratégies locales ont été progressivement proposées par plusieurs groupes de coordination territoriale (encadré 28). Elles sont le fruit des travaux d'organisation territoriale engagés par ces groupes (synthèse et mutualisation des connaissances, partage d'information, production d'outils d'aide à la gestion et coordination des actions de gestion, etc.). Elles sont également le fruit du dynamisme partagé par nombre des acteurs concernés par cette problématique de gestion et l'aboutissement du climat collégial qui finit par se mettre en place au fil du temps dans ce modèle de groupes de travail. L'objectif principal de ces stratégies est de répondre aux enjeux de connaissance et de gestion des espèces exotiques envahissantes à l'échelle géographique ou administrative propre à chaque groupe, tout en donnant un cadre général aux actions relatives à ces espèces pour les principaux acteurs concernés. Elles sont proposées comme un outil de cohérence et d'articulation des différentes initiatives portées à l'échelle territoriale concernée.

Ces stratégies sont souvent accompagnées de définitions communes et rappellent le contexte national et territorial de la gestion des espèces exotiques envahissantes (principales espèces rencontrées, actions et acteurs agissant sur le territoire). Des objectifs généraux accompagnés de lignes directrices y figurent. Enfin, des axes de travail y sont ensuite déclinés et complétés par un programme détaillé d'actions opérationnelles hiérarchisées.

D'abord plutôt orientées pour des raisons historiques vers la flore, ces stratégies intègrent de plus en plus la faune. Fréquemment appliquées à des échelles régionales, elles peuvent également s'adresser à d'autres catégories de territoires, comme des bassins versants. C'est le cas de la stratégie récemment publiée de gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne (Hudin *et al.*, 2014).

Quelques exemples de stratégies régionales pour les espèces exotiques envahissantes

■ Stratégie régionale pour la gestion des plantes exotiques envahissantes en Pays-de-la-Loire (Matrat *et al.*, 2012)

Cette stratégie régionale est la conséquence de réflexions menées depuis cinq ans au sein du Comité des Pays de la Loire pour la gestion des plantes exotiques envahissantes. Articulée en deux chapitres portant respectivement sur la politique générale et les recommandations de gestion, cette contribution surtout centrée sur les plantes aquatiques met l'accent sur l'urgence des actions et la nécessaire mise en cohérence des politiques publiques.

(http://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/STRATEGIE_PAYS_DE_LA_LOIRE_2012.pdf)

■ Stratégie de lutte contre les espèces invasives menaçant la biodiversité en Basse-Normandie (Mercier (coord.), 2013)

Le comité régional « Espèces invasives » de Basse-Normandie a été créé en 2007 afin de définir les actions prioritaires à mettre en œuvre en matière de gestion des EEE. Sa stratégie permet de mettre en œuvre un programme opérationnel d'actions cohérent pour la gestion des EEE à l'échelle régionale (faune et flore), selon un programme hiérarchisé décliné en trois axes : connaissance, gestion et communication.

(http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2014/04/Strat%C3%A9gie-de-lutte-contre-les-EI-mena%C3%A7ant-la-biodiversit%C3%A9-de-BN.pdf)

■ Stratégie régionale relative aux espèces exotiques envahissantes en Languedoc-Roussillon (CBNMED et CEN-LR, 2010)

La stratégie de lutte contre les espèces invasives (faune et flore) vise à mettre en place et coordonner un cadre stratégique de gestion. Son objectif est de réduire autant que possible les risques que présentent les espèces exotiques envahissantes pour l'environnement, l'économie et la société et de protéger les écosystèmes aquatiques et terrestres de la région Languedoc-Roussillon. Pour réduire l'exposition de ces écosystèmes à ces risques, la stratégie s'articule autour de trois axes : évaluer les menaces ; gérer les espèces, les habitats et les paysages ; échanger sur le problème/communiquer/coordonner.

(http://www.languedoc-roussillon.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/StrategieLR_Document_Final28mr__2__cle5aa554.pdf)

■ Stratégie 2014-2020 de gestion des espèces exotiques envahissantes du Bassin Loire-Bretagne (Hudin *et al.* (coord.), 2014)

Cette stratégie traite des aspects de connaissance, de prévention et de restauration des écosystèmes, dans une volonté d'articuler les efforts entre les différentes échelles administratives du bassin Loire-Bretagne, en lien avec les territoires plus larges (national et européen). Elle propose de développer en priorité les actions les plus pertinentes à l'échelle d'un grand bassin hydrographique. Des objectifs partagés et de grandes lignes directrices visent à optimiser les efforts humains et financiers à mobiliser sur les différentes échelles (bassin, région, département, sous-bassin versant, territoire d'un syndicat de rivière, etc.). Un programme opérationnel d'actions accompagne ce document.

(http://www.centrederessources-loirenature.com/mediatheque/especes_inva/StrategieGestionEEE_BassinLoireBretagne_FCEN.pdf)

Des outils à disposition des gestionnaires

Les listes d'espèces

Afin d'élaborer des stratégies de gestion efficaces, il est nécessaire de mieux connaître les espèces exotiques envahissantes et de pouvoir les classer selon leur potentiel invasif. De nombreux bilans des espèces exotiques ont déjà été réalisés, à différentes échelles, sur différents taxons et avec des méthodes variables selon leurs objectifs (Mandon-Dalger *et al.*, 2014).

■ Listes de sensibilisation

Présentées à des acteurs non spécialistes de la biodiversité, les listes d'espèces exotiques envahissantes peuvent être des documents de sensibilisation pour informer ces acteurs du caractère impactant d'espèces quelquefois connu dans d'autres contextes. C'est le cas des gestionnaires d'espaces verts, qui retirent parfois certaines espèces de leurs espaces, après avoir pris connaissance de leur caractère invasif dans les milieux naturels ou semi-naturels. Les listes végétales en vigueur sont définies dans la plupart des cas au niveau régional par les Conservatoires botaniques nationaux, parfois approuvées par le Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN) (figure 111).

Figure 111

© CEN BN et CBNB

Exemple de liste de plantes invasives : celle de Basse-Normandie (Conservatoire d'espaces naturels de Basse-Normandie et Conservatoire botanique de Brest).

En Belgique, afin de limiter les sources d'introduction d'espèces exotiques envahissantes, une approche novatrice a consisté à négocier une liste avec les producteurs de plantes pour mettre en place une action volontaire de non-commercialisation de ces espèces (Halford, 2011). Cette initiative pourrait être prochainement déclinée en France dans un souci de limitation des sources d'introduction d'espèces.

■ Listes de connaissance

Elles sont conçues par leurs auteurs soit comme des informations complémentaires de guides et fiches d'identification, dont l'utilité est d'informer sur risques inhérents à ces espèces, soit comme des outils destinés à recommander des actions de gestion dans les espaces naturels. Par extension, ces recommandations de gestion proposent parfois de limiter les sources d'introduction, et leurs auteurs espèrent donc communiquer ainsi auprès des professionnels (horticulteurs, éleveurs et revendeurs). Néanmoins, ces listes ne prennent pas en compte les critères économiques de ces professions et ne sont pas spécifiquement ciblées sur ces acteurs ce qui explique que ceux-ci s'en servent peu.

■ Listes de surveillance, détection précoce et intervention rapide

Comme il est souvent difficile d'envisager une surveillance sur tout le territoire et sur toutes les espèces, des listes d'espèces prioritaires à surveiller peuvent être développées. Ces listes peuvent à la fois contenir des espèces déjà présentes sur un territoire pour éviter leur dispersion et des espèces encore absentes mais dont le risque d'introduction est jugé important.

Les espèces nécessitant une intervention urgente après détection précoce à cause des certitudes quant à leur caractère invasif peuvent faire l'objet d'une alerte (Mandon et Fried, 2013). Ces fiches d'alerte sont destinées à des réseaux naturalistes ou encore aux services de protection des végétaux, des publics ayant un bon niveau en taxonomie, car elles nécessitent souvent des compétences notables en identification pour des espèces quelquefois difficilement détectables. L'exemple le plus récent est la Renouée du Japon en Corse, assez facile à identifier mais parfois difficile à discriminer de l'hybride *Reynoutra x bohemica*. De telles fiches d'alerte sont déjà diffusées par l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) et les Conservatoires botaniques nationaux.

■ Listes réglementaires

La réglementation visant à interdire le commerce de ces espèces ou simplement interdire leur introduction dans le milieu naturel (article L411-3, voir chapitre 2), accompagnée de listes d'espèces exotiques envahissantes établie par Muller (2004) a ainsi été reprise dans les Bonnes Conditions agro-environnementales (BCAE - arrêté du 13 juillet 2010 relatif aux règles de bonnes conditions agricoles et environnementales). Les listes de l'Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP) font l'objet d'une mention dans l'arrêté du 31 juillet 2000 établissant la liste des organismes nuisibles aux végétaux, produits végétaux et autres objets soumis à des mesures de lutte obligatoire. L'arrêté du 25 août 2011 (JORF du 27/08/2011) modifié par l'arrêté du 25 août 2011 modifiant l'arrêté du 31 juillet 2000 établit la liste des organismes nuisibles aux végétaux, produits végétaux et autres objets, soumis à des mesures de lutte obligatoire (chapitre 2) (figure 112).

Figure 112

© Emilie Mazaubert

*Le Ragondin (*Myocastor coypus*) est inscrit sur la liste des organismes nuisibles aux végétaux soumis à des mesures de lutte obligatoire.*

■ Limites des listes d'espèces

La réalisation de listes d'espèces se heurte néanmoins à de nombreuses difficultés. Ces listes sont produites par de nombreux acteurs ou groupes d'acteurs, à des échelles géographiques différentes et employant des méthodes variées et de fait, indépendamment les unes des autres. Il en résulte ainsi un grand nombre de listes d'espèces, hétérogènes, et n'ayant pas les mêmes finalités. Leur établissement est parfois l'objet de conflits, notamment lorsque l'objectif est la mise en place d'une règlementation sur l'introduction et la vente de certaines espèces. C'est particulièrement vrai pour la flore alors que, dans le cas de la faune, les listes restent peu nombreuses, intégrant souvent peu d'espèces ou certains groupes seulement, principalement les vertébrés hors poissons, et sont rarement déclinées à l'échelle territoriale.

Une autre limite des listes d'espèces est qu'elles n'intègrent généralement que les organismes exotiques envahissants déjà connus sur le territoire et ne mentionnent pas les nouveaux arrivés (les *door-knockers*, organismes aux portes des territoires mais pas encore introduits). Enfin, il n'existe encore aucune liste à l'échelle nationale, que cela soit pour la faune et la flore, par défaut de définition d'objectifs et de méthodologie de réalisation.

Quelques recommandations peuvent cependant être formulées (Mandon-Dalger *et al.*, 2014). Des listes « mères » (faune et flore) réalisées à base de critères scientifiques, pourraient servir de matrice pour toutes les autres listes et éventuellement servir de liste de veille, intégrer des critères multiples et s'appliquer à l'échelle nationale. Des listes « opérationnelles » pourraient ensuite être déclinées, en fonction des acteurs et des spécificités (objectifs, territoire géographique concerné). Dans ces listes se trouveraient ainsi les listes à portée réglementaire, ou les listes thématiques, déclinées à différentes échelles spatiales. Par ailleurs, lister des groupes taxonomiques entiers (familles et genres, par exemple) comportant des espèces invasives peut permettre d'intégrer de fait un plus grand nombre d'espèces dont l'écologie est encore méconnue et participer à la prévention. Dans tous les cas, ces listes doivent être évolutives et être facilement et régulièrement mises à jour, pour intégrer toute nouvelle espèce arrivée sur le territoire considéré. Des précisions sur leurs « modes d'emploi » et leurs validités territoriales devront systématiquement accompagner leur diffusion pour en éviter toute utilisation erronée.

De nombreuses méthodes d'établissement de listes basées sur une évaluation du risque d'invasion (OEPP, ISEIA, Weber et Gut, voir encadré 3 page 31 et encadré13 page 93) existent déjà et il est nécessaire de s'y référer, soit pour en choisir une et l'appliquer, ce qui peut permettre des comparaisons avec d'autres listes établies, soit en les adaptant pour produire les différentes listes « mères » et « opérationnelles ». Il sera également nécessaire de prendre en compte les prescriptions du règlement européen dans la constitution des futures listes nationales. La méthode à employer pour constituer ces listes doit être participative et impliquer les gestionnaires et les acteurs des filières économiques (horticulture, élevage, agriculture, etc.), y compris lorsqu'elles ont un objectif règlementaire. L'adhésion des différentes parties prenantes à la méthodologie utilisée et aux résultats obtenus est gage de réussite dans la mise en œuvre de la réglementation.

■ Essai de bilan en milieux aquatiques

Un volume double du Bulletin français de pêche et de pisciculture (N° 344-345) a été édité en 1997 suite au colloque intitulé *Les introductions d'espèces dans les milieux aquatiques continentaux en métropole*. Une première liste de plantes aquatiques comptant près d'une cinquantaine d'espèces y figure (Dutartre *et al.*, 1997).

Une enquête nationale engagée par Aboucaya (1999) a également permis de proposer une première liste de plantes exotiques comportant 61 espèces invasives avérées, 65 espèces invasives potentielles et 91 espèces à surveiller, dont plus de 20 % sont des espèces aquatiques. Muller, en 2004, dans la synthèse qu'il a coordonnée sur les plantes invasives, propose une liste des principales plantes exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain, parmi lesquelles on retrouve un certain nombre d'espèces présentes en milieux aquatiques.

Depuis cette époque, les difficultés liées aux invasions biologiques se sont fortement accrues et de nombreuses listes, très souvent axées sur la flore, ont été constituées à des échelles géographiques très variables mais rarement à celle de la métropole. Le fait que les listes concernant les espèces végétales soient plus précoces

et plus nombreuses que celles portant sur les espèces animales peut notamment s'expliquer par l'existence de groupes d'acteurs territoriaux structurés en priorité sur la flore.

À titre d'exemple, voici quelques listes existantes aux échelles européennes et métropolitaines :

- le programme *Delivering alien invasive species inventories for Europe* (DAISIE) propose des listes d'espèces introduites pour les pays européens et une liste des « 100 pires espèces exotiques envahissantes en Europe » dans laquelle sont recensées de nombreux espèces aquatiques (http://www.europe-aliens.org/) ;
- l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) élaboré par le MNHN propose également une liste de 118 espèces introduites envahissantes en métropole (faune et flore), tous milieux confondus (http://inpn.mnhn.fr/espece/listeEspeces/statut/metropole/J) ;
- pour les vertébrés, une liste de référence d'espèces introduites en France métropolitaine a été élaborée par le service du patrimoine naturel du MNHN (Thévenot, 2014). Un des critères retenus pour l'inscription des espèces sur cette liste est l'introduction volontaire ou fortuite par l'Homme. Le statut de chaque espèce (espèce invasive avérée, potentielle ou à surveiller) n'est pas défini dans ce rapport (http://spn.mnhn.fr/spn_rapports/archivage_rapports/2014/SPN%202014%20-%2041%20-%20Elaboration_des_listes_vertebres_09.10.14.pdf).

Difficultés

Réaliser un bilan des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques sur le territoire français n'est pas chose aisée, tant les informations disponibles sont nombreuses et dispersées, voire disparates, organisées en fonction d'objectifs, de territoires de référence différents et provenant de sources multiples (Mazaubert *et al.*, 2012). Ceci est d'autant plus compliqué dès lors qu'il s'agit de faire un bilan des EEE dans la mesure où le caractère « envahissant » fait appel à de nombreux critères souvent subjectifs. Un essai de bilan des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques sur le territoire métropolitain a néanmoins été réalisé par le groupe de travail « Invasions biologiques en milieux aquatiques » (encadré 29).

Une liste « officielle » flore et faune à l'échelle nationale devra être produite prochainement pour répondre aux demandes européennes liées à la mise en œuvre du récent règlement.

Encadré 29

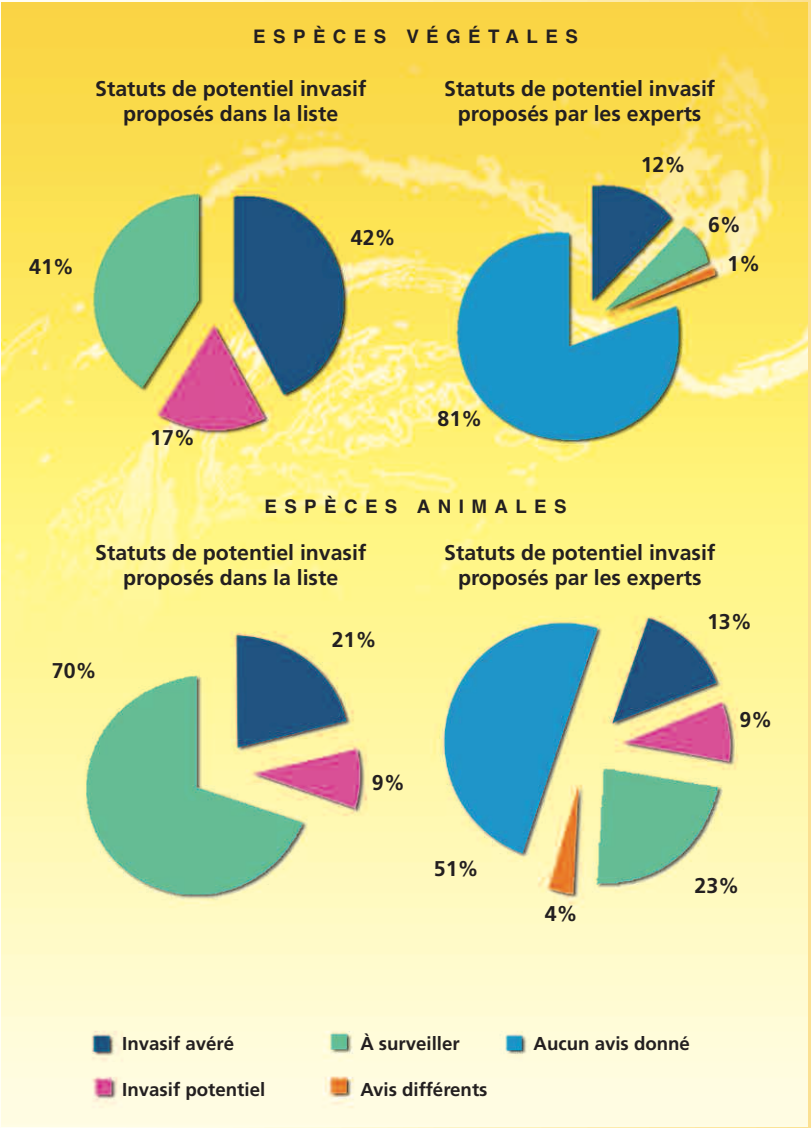
Une liste indicative des espèces introduites en milieux aquatiques de métropole

Un des projets engagés par le groupe de travail « Invasions biologiques en milieux aquatiques » dès le début de son activité était la création d'une liste des espèces animales et végétales introduites en milieux aquatiques en France métropolitaine. Conçue comme un document de travail permanent pour contribuer à dresser un bilan de la situation dans ces milieux en métropole, cette liste avait pour objectif de constituer une base de connaissance sur ces espèces pouvant aider à la mise en place de stratégies pour leur gestion.

Une compilation des données existantes a permis de dresser une liste générale d'espèces introduites. De cette liste ont ensuite été extraites les espèces considérées comme envahissantes par différents experts ou organismes. Une proposition de statut de potentiel invasif accompagne chacune des espèces animales et végétales listée. Ces deux listes sont actualisées, dans la mesure du possible, au fur et à mesure de l'arrivée de nouvelles informations (Mazaubert *et al.*, 2012).

Les statuts proposés pour les espèces peuvent faire débat puisque les critères sur lesquels sont fondés les avis d'experts peuvent différer de ceux des gestionnaires ou des usagers (figures 113 et 114, page suivante). De plus, la multiplicité des informations disponibles, la diversité des milieux et des espèces, les dynamiques variables de certaines espèces dans différentes parties de la métropole ainsi que les impacts parfois difficilement mesurables expliquent les difficultés d'établissement d'une liste « unique ».

Figure 113



Comparaison des statuts de potentiels invasifs attribués dans la bibliographie aux espèces végétales (figure 113) et animales (figure 114) et des statuts validés par les experts. (Dutartre et Mazaubert, 2012).

Figure 114

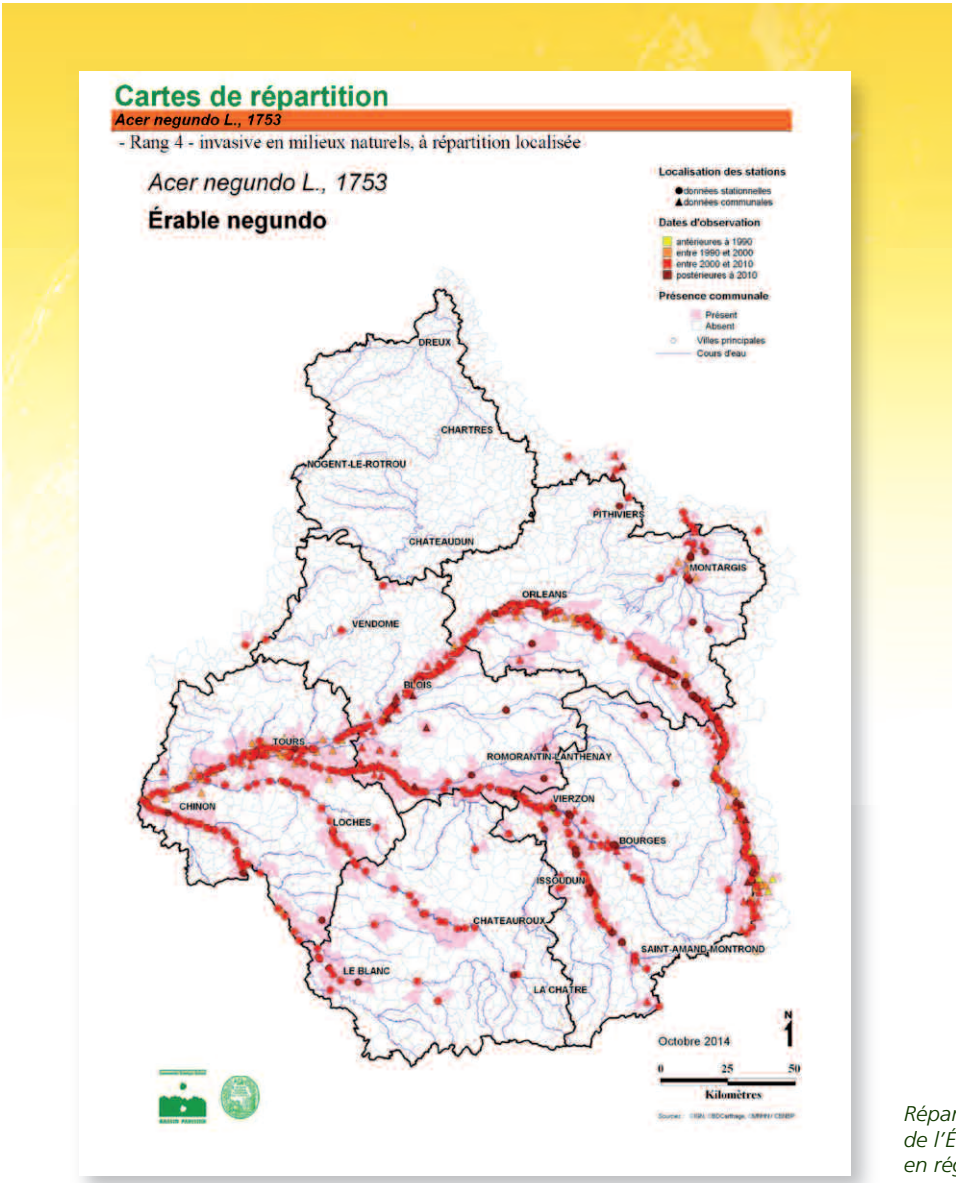
La liste proposée (Dutartre et Mazaubert, 2012) est conçue pour être évolutive et doit être considérée comme un indicateur de l'état des connaissances disponibles à un moment donné sur les espèces exotiques considérées comme invasives. Cette liste indicative et sa méthodologie d'établissement sont consultables sur ce lien : http://www.set-revue.fr/bilan-des-especes-exotiques-envahissantes-en-milieux-aquatiques-sur-le-territoire-francais-essai-de/illustrations.

Cartographie de la répartition des espèces

Le nombre croissant d'espèces invasives qui s'installent sur un territoire donné et les financements limités qui peuvent être alloués aux actions de gestion imposent fréquemment aux gestionnaires et aux décideurs de hiérarchiser les enjeux et de financer prioritairement les opérations de gestion qui s'avèreront les plus efficaces par rapport aux objectifs fixés. Sans inventaire précis des espèces exotiques envahissantes et de données sur leur répartition géographique, il est difficile de mettre en œuvre une stratégie efficace de gestion. La détection précoce et la mise en place d'intervention rapide sont également dépendantes d'un suivi régulier de la répartition des espèces à l'échelle du territoire.

La cartographie des espèces permet de connaître de façon précise leur répartition et, par la réalisation de cartes successives, leur dynamique de colonisation à l'échelle du territoire, et aussi d'identifier des spécificités locales pouvant favoriser leur dispersion (figure 115). Ces données sur la répartition et la dynamique peuvent également permettre de définir des « échelles d'invasibilité » et de hiérarchiser ainsi les espèces (voir par exemple l'échelle proposée par Lavergne[16]).

Figure 115



© Conservatoire d'espaces naturels du Centre et Conservatoire botanique national du bassin parisien

Répartition de l'Érable negundo en région Centre.

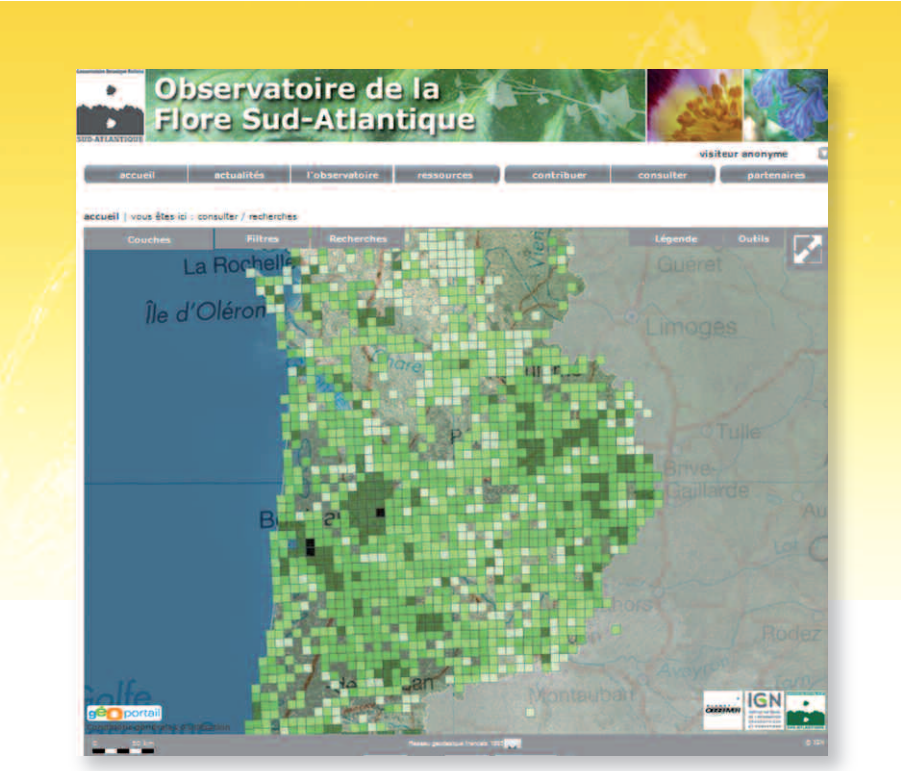
Ne serait-ce que pour pouvoir présenter le moment venu des justifications des interventions de gestion pour convaincre les financeurs de la nécessité de ces interventions, il est très souhaitable que des stratégies de recueil, de stockage et d'analyse de données soient définies avant de s'engager dans des programmes de suivi de la répartition d'une espèce.

Pour la flore, certaines structures ou groupes de travail coordonnent déjà le recueil de données selon des stratégies propres à leur territoire d'action (conservatoires botaniques, conservatoires d'espaces naturels, collectivités territoriales, etc.) et assurent le lien avec les bases de données à l'échelle nationale. Des protocoles standardisés de suivi (espèce, milieux colonisés, zones de recherche préférentielles, types de station à suivre, etc.) sont proposés, ainsi que des sessions de formation à la reconnaissance et au suivi des espèces exotiques envahissantes. Des cartographies sont ensuite réalisées et mises à disposition des acteurs.

16- Inédit et adapté à l'Index de la Flore vasculaire de la Réunion (http://flore.cbnm.org/index.php?option=com_florereunion&view=listes&layout=listeinvasif&Itemid=16)

Des interfaces de saisie en ligne des données de répartition d'EEE ont été spécifiquement développées par et pour les gestionnaires d'espaces naturels (figure 116). C'est entre autres le cas des conservatoires botaniques, de l'Observatoire régional des plantes exotiques envahissantes des écosystèmes aquatiques (Orenva) ou encore le Syndicat mixte d'aménagement et de gestion équilibrée (Smage) des Gardons qui proposent des interfaces permettant d'ajouter des données d'observation et de consulter des cartes de répartition (encadré 29). Ces interfaces de saisie ne sont pas nécessairement ouvertes au grand public, contrairement à celles des programmes de sciences participatives.

Figure 116



© OFSA

Exemple d'interface de saisie en ligne de données et de consultation de cartes de répartition : interface de l'Observatoire de la flore Sud-Atlantique (OFSA).

Encadré 30

Des interfaces de saisies en ligne ou d'accès à des cartes de répartition

■ **OFSA :** Créé par le Conservatoire botanique national Sud-Atlantique (CBNSA), l'Observatoire de la Flore Sud-Atlantique (OFSA) est un dispositif d'observation de la flore sauvage du territoire sud-atlantique (http://www.ofsa.fr). Il comporte :

– un recueil des données issues du réseau naturaliste, des inventaires conduits par les botanistes du CBNSA et l'exploitation des ressources documentaires et des herbiers ;

– la gestion et la validation de ces données ;

– l'analyse et la diffusion des connaissances.

L'interface cartographique de son site permet d'accéder aux cartes de répartition de très nombreuses espèces du territoire couvert par le CBNSA.

■ **Orenva :** l'Observatoire régional des plantes exotiques envahissantes des écosystèmes aquatiques (Orenva) de Poitou-Charentes a été créé sous l'égide de la Région Poitou-Charentes (http://www.orenva.org/). Il s'appuie sur un réseau composé de gestionnaires locaux réalisant les inventaires et de neuf coordinateurs de structures départementales ou de bassin versant. Sa cellule d'animation chargée de la coordination régionale comporte la Région, l'Observatoire régional de l'environnement et le Forum des marais atlantiques. Une interface de saisie directe des observations est accessible après une inscription sur le site (http://sigore.observatoire-environnement.org/orenva/). Voir aussi :
http://www.gt-ibma.eu/strategies-ou-en-sont-les-institutions/strategies-infranationales/observatoire-regional-des-plantes-exotiques-envahissantes-des-ecosystemes-aquatiques-orenva/

■ **Smage des Gardons :** le Syndicat mixte d'aménagement et de gestion équilibrée des gardons est un établissement public territorial de bassin (EPTB) regroupant 118 communes du bassin versant des Gardons et le Conseil général du Gard. Des actions de gestion de plusieurs plantes invasives, dont les jussies et les renouées, ont débuté en 2009. Elles ont comporté des expérimentations sur plusieurs espèces, des interventions de régulation et, depuis 2013, des actions de sensibilisation à destination des élus et des habitants. Début 2014, un site spécifique (http://invasives.les-gardons.com/) permet d'accéder à des fiches espèces et à des photos, de consulter les observations déjà disponibles sur le territoire du syndicat mixte pour une quinzaine d'espèces invasives et d'ajouter en ligne de nouvelles observations de localisation de ces espèces en y joignant éventuellement une photo.
(http://www.gt-ibma.eu/strategies-ou-en-sont-les-institutions/strategies-infranationales/smage-et 114gardons/)

Pour la faune, le suivi local des espèces exotiques envahissantes reste encore à mettre en place sur une partie importante du territoire métropolitain. À l'échelle nationale, des actions de suivi des vertébrés sont mises en œuvre par l'ONCFS (en partenariat avec les fédérations de chasseurs et les associations de protection de la nature) et l'Onema. Des enquêtes spécifiques sur certains taxons, comme par exemple, celles réalisées par la Ligue pour la protection des oiseaux (LPO) sur les oiseaux allochtones (Dubois, 2007et 2013), ou le suivi de la répartition du Frelon asiatique par le MNHN, viennent compléter ces informations.

Les outils géomatiques (SIG, télédétection, etc.) sont de plus en plus utilisés dans l'acquisition de connaissances et la gestion des données sur les espèces exotiques envahissantes. Ces outils opérationnels permettent de stocker et d'analyser dans un référentiel commun les informations sur les enjeux de conservation et les pressions sur la biodiversité (Soubeyran, 2010). La télédétection peut également permettre de remédier à certaines contraintes liées au suivi de la répartition de ces espèces sur de vastes territoires, comme les grandes distances à parcourir sur les cours d'eau et les difficultés d'accès aux propriétés privées et aux zones humides.

En métropole, une méthode de suivi et de localisation précise de la jussie à l'aide d'images satellitales est en cours d'expérimentation par Agrocampus-Ouest et l'Institution d'aménagement de la Vilaine depuis 2008 (encadré 31).

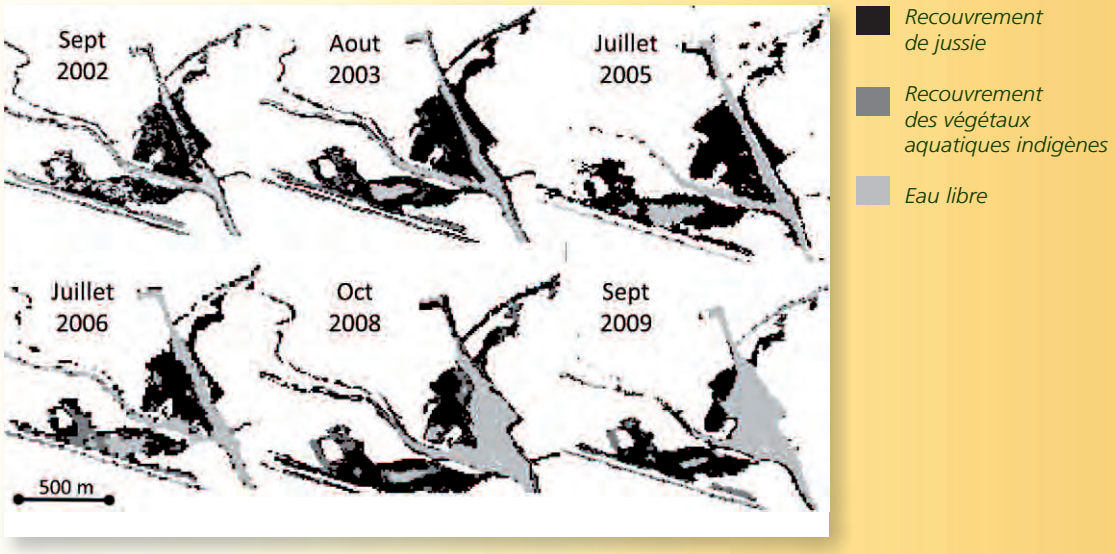
Les outils moléculaires peuvent aussi être d'une aide précieuse pour cartographier la répartition des espèces exotiques envahissantes. Ainsi, la méthode dite « ADN environnemental » repose sur la détection de traces spécifiques d'ADN laissées par les organismes dans l'eau, via les cellules épidermiques, l'urine et les fèces. Dans le cadre de la gestion de la Grenouille taureau en région Centre, les comparaisons avec la technique d'inventaire classique (prospections diurnes et écoutes nocturnes) ont montré que l'ADN environnemental permettait de détecter l'espèce là où elle était présente en faible densité et donc souvent non contactée. Par ailleurs, l'ADN environnemental s'avérait plus rentable en termes de coût financier (Michelin *et al.*, 2011). Actuellement la technique fonctionne pour différents taxons (amphibiens, poissons) et est en cours de développement et de test pour d'autres (écrevisses, bivalves, etc.).

Télédétection et plantes invasives : de la cartographie à la gestion. Application à la jussie sur le bassin versant de la Vilaine.

Le développement de végétaux aquatiques invasifs tels que la Jussie à grandes fleurs (*Ludwigia grandiflora*) dans les nombreux cours d'eau, plans d'eau et fossés du bassin de la Vilaine, ainsi que la nécessité d'en réaliser leur inventaire, ont poussé l'Établissement public territorial de bassin de la Vilaine (IAV) à développer un programme de recherche pour faciliter cet inventaire à l'aide d'images satellitales ou aériennes. Durant six années (2008-2013) d'un partenariat étroit avec Agrocampus Ouest Rennes, de nombreux éléments ont été rassemblés : données de terrain (localisation GPS, mesures de spectres de réflectance des végétaux, relevés botaniques, etc.), acquisition d'images satellites et aériennes (utilisation de capteurs multispectraux et hyperspectraux sur des gammes de longueurs d'onde allant du visible au moyen infrarouge). Grâce à un important travail de traitements statistiques et de classifications d'images, les résultats opérationnels obtenus sont :

- la différenciation avérée de la jussie par rapport aux autres espèces présentes grâce à une différenciation statistique des spectres;
- la production de cartes de localisation de la jussie à l'échelle du bassin avec une très bonne précision ;
- des aides aux inventaires de terrain par la réalisation de cartes d'alerte, et de discrimination des secteurs à prospecter ;
- l'élaboration de cartes de risques de dissémination, en lien avec un traitement SIG ;
- la réalisation de suivi pluriannuel de la colonisation sur des sites témoins (figure 117) ;
- une localisation avec une précision métrique sur des sites à partir d'images aériennes pour compléter des données de terrain.

Figure 117



Suivi temporel des recouvrements de jussie, des végétaux aquatiques indigènes et de l'eau libre sur le Mortier de Glénac (Morbihan). D'après Bottner et Noël, 2014.

Cette approche est prometteuse mais se heurte encore à la disponibilité et au coût important des images satellites et aériennes. Des amélioration sont attendues dans le futur et devraient encourager l'utilisation de la télédétection pour la connaissance et la gestion de certaines plantes invasives.

Benjamin Bottner (Institut d'aménagement de la Vilaine),
Jacques Haury et Hervé Nicolas (AgroCampus Rennes)

Sciences participatives et espèces exotiques envahissantes

Depuis quelques années, les programmes de sciences participatives (« programmes de collecte d'information impliquant une participation du public dans le cadre d'une démarche scientifique » selon la définition du collectif français des sciences participatives, 2012) sont en plein développement. Du novice au spécialiste mais toujours sur la base du volontariat, les sciences participatives permettent de mettre en relation les citoyens avec des programmes de recherche sur la biodiversité et d'alimenter des bases de données scientifiques (encadré 32).

Encadré 32

Points clés pour construire un projet de sciences participatives

Pour construire un projet de sciences participatives, il faut réunir certains « ingrédients » (Gourmand, 2015), mais leurs proportions sont propres à chaque projet :

- des acteurs pour coordonner : un laboratoire de recherche, une structure animatrice et des relais locaux ;
- une problématique de recherche et des objectifs pédagogiques avec des perspectives d'évolution afin de garder l'intérêt des observateurs ;
- suffisamment d'observateurs réunis ou pressentis. Ils doivent se sentir investis et concernés par la problématique de recherche et les espèces suivies. Ils doivent également sentir que leurs observations sont uniques tout ayant le sentiment d'appartenir à une large communauté. On constate que la vitesse d'apprentissage est rapide mais que la lassitude vient tout aussi rapidement s'il n'y a pas de nouveautés apportées au projet régulièrement ;
- de la collaboration et du lien social, qui sont des facteurs centraux, chacun apportant son expérience et ses acquis, en allant au-delà des préjugés et en apprenant à se connaître ;
- un protocole avec des compromis bien pesés : niveau de compétence requis et nombre de personnes à mobiliser, peu de données très standardisées ou beaucoup de données plus hétérogènes, contrainte géographique ou libre prospection.

On recense actuellement plus de 200 projets de sciences participatives à travers la France, qui utilisent des méthodes différentes en fonction de leurs objectifs scientifiques et pédagogiques (IFREE, 2011). Certains de ces projets ont pour objectif de constituer et de faire vivre un réseau d'observateurs pour rassembler un maximum de données sans méthode de collecte préalablement définie, avec une recherche exploratoire *a posteriori.* D'autres visent au partage d'informations naturalistes à l'intérieur d'un réseau d'observateurs afin d'améliorer la connaissance collective, mais sans mise en commun ni valorisation sous forme de publication. Enfin, d'autres projets sont directement issus de la recherche académique qui définit en premier lieu une question écologique à résoudre. Un protocole de collecte est alors élaboré et l'objectif pédagogique est orienté autour de la problématique de recherche (IFREE, 2011).

Les observations d'espèces exotiques envahissantes sont parfois prises en compte dans le cadre des sciences participatives, dans des programmes dédiés ou dans des projets plus globaux de suivi de la biodiversité. Dans la plupart des cas, les données fournies par les observateurs permettent de suivre l'extension des populations connues, de renseigner l'installation de nouvelles populations et de diagnostiquer l'apparition de nouvelles espèces exotiques envahissantes. Des cartographies de la répartition peuvent ainsi être réalisées, complétées par les informations collectées par les observateurs et régulièrement mises à jour.

Pour la flore en général, l'association Tela Botanica a été créée en décembre 1999 avec l'objectif de création d'un réseau de botanique francophone. Le site www.tela-botanica.org a débuté son activité en juillet 2000 avec pour

principale finalité de regrouper l'ensemble des botanistes utilisant la langue française comme outil privilégié de communication. Il rassemble aujourd'hui plus de 24 000 inscrits dont plus de 20 000 français. Il abrite et met en réseau un peu plus d'une centaine de projets ou de forums portant sur différents thèmes, zones géographiques, types de plantes, etc. Il diffuse une lettre d'information hebdomadaire.

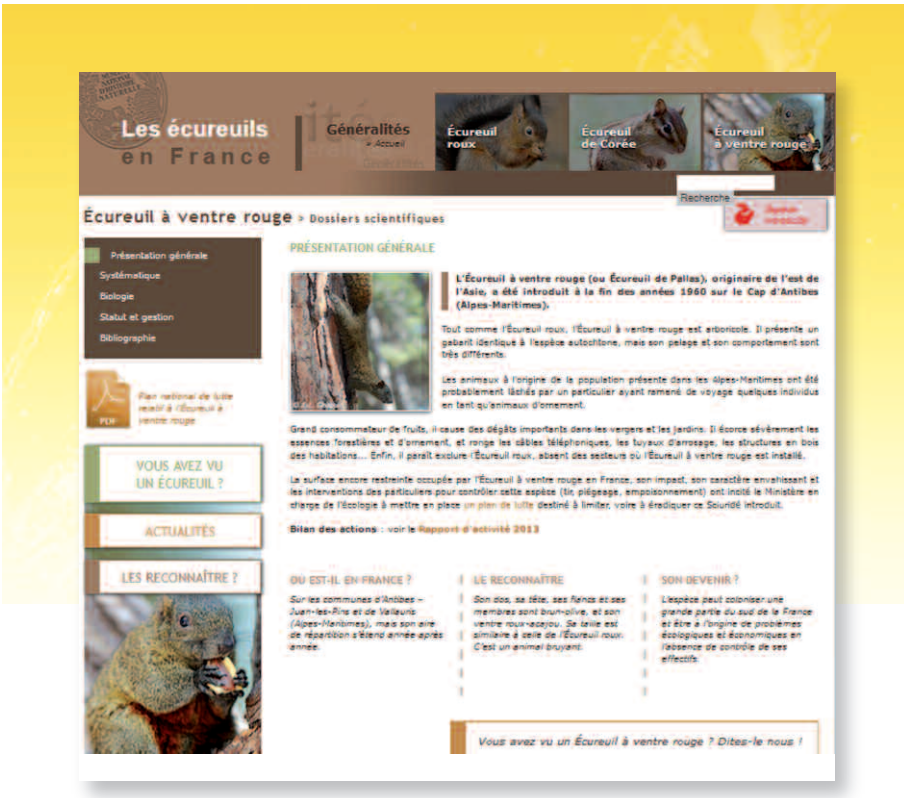
Sur les plantes invasives, le forum « Plantes envahissantes » concerne les plantes naturalisées ayant un caractère envahissant avéré ou potentiel. Il a pour objectif le recensement, la cartographie et l'échange de conseils d'intervention sur les plantes envahissantes. Un autre projet, « Plantes invasives LR et PACA » réunit des acteurs impliqués dans la connaissance et la gestion des plantes envahissantes dans les régions Languedoc-Roussillon et Provence-Alpes-Côte d'Azur.

Pour la faune, le signalement du Frelon asiatique, d'écureuils (http://ecureuils.mnhn.fr/) (figure 118) et de plathelminthes exotiques (http://bit.ly/Plathelminthe) est possible sur le site de l'INPN ou sur des interfaces spécifiques par le biais de programmes coordonnés par le MNHN.

Pour la flore, il existe une plateforme de signalement d'Ambroisie à feuille d'Ambroise pour la région Rhône-Alpes (www.signalement-ambroisie.fr).

Le signalement de la présence d'autres espèces passe par les réseaux d'observateurs à l'échelle territoriale (CBN, ONCFS, Onema, collectivités territoriales et associations de protection de la nature) qui peuvent gérer leur propre base de données, vérifier les informations transmises et relayer l'information à l'échelle nationale (encadré 33).

Figure 118



Le site sur les écureuils en France (http://ecureuils.mnhn.fr/) coordonné par le MNHN permet d'informer le public sur la présence d'écureuils exotiques envahissants et de signaler des observations.

Retour d'expérience : enquête participative sur les espèces exotiques envahissantes en Auvergne

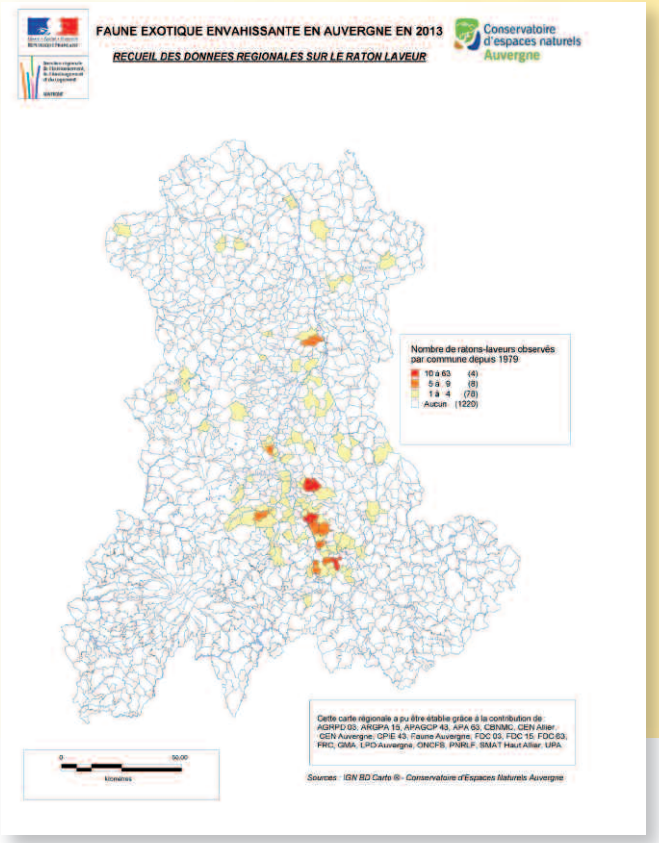
Conscient de l'émergence et de la progression de nombreuses espèces animales invasives sur le territoire régional, la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement du logement d'Auvergne a initié depuis 2013 deux enquêtes participatives visant à actualiser les connaissances sur la répartition de plusieurs taxons en Auvergne. Un an et demi après le lancement de cette initiative, un premier bilan peut être dressé.

Une première enquête ciblée sur la Tortue de Floride et le Raton Laveur a été engagée début 2013. Le choix de ces deux espèces visait à fédérer autour de ce projet un maximum d'acteurs (naturalistes, chasseurs, pécheurs, particuliers, ONCFS, etc.). Mise en œuvre conjointement par la Dreal et le conservatoire d'espaces naturels d'Auvergne, cette enquête a permis de collecter des données d'observations ponctuelles et de capitaliser des jeux de données dispersés chez différents acteurs (piégeurs agréés pour le raton-laveur par exemple) avec pour résultat principal un accroissement sensible des données disponibles (figure 119). Pour le Raton laveur par exemple, elle a permis de tripler le volume de données d'observation et de détecter la présence de l'espèce sur 90 communes de la région alors qu'en 2011 elle n'était connue que sur 42 communes. Cette enquête a également contribué *in fine* à identifier un nouveau foyer de dispersion de l'espèce en France après le foyer historique localisé en Picardie.

Forte de cette première expérience, la Dreal a engagé début 2014 une nouvelle enquête participative visant deux groupes d'espèces aquatiques (bivalves et écrevisses). Bénéficiant d'une large communication de différents partenaires (revues naturalistes, SAGE, fédérations de pêches, etc.), cette nouvelle action mobilise actuellement un réseau régional de plus de 110 observateurs potentiels dont 70 % des inscrits ont pu bénéficier d'une session préalable de formation d'une demi-journée. À ce stade de l'enquête qui s'est terminée en octobre 2014, 980 données d'observation (90 % sur les écrevisses et 10 % sur les bivalves) ont déjà pu être collectées. S'intéressant à la fois aux espèces patrimoniales et aux espèces invasives, cette initiative régionale permettra, outre une meilleure connaissance sur la répartition de ces espèces, une sensibilisation d'un important réseau d'acteurs sur deux groupes d'espèces encore méconnus.

David Happe, Dreal Auvergne

Figure 119



Carte des observations de Raton laveur en Auvergne obtenue grâce à l'enquête participative lancée par la Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement du logement d'Auvergne et le Conservatoire d'espaces naturels Auvergne. Source : Dreal Auvergne et CEN Auvergne.

D'autres observations peuvent être enregistrées dans des bases de données naturalistes collaboratives permettant de centraliser des données sur la biodiversité en général et pouvant inclure certaines espèces exotiques envahissantes. Également en plein développement, elles peuvent être réservées à des observateurs formés ou bien ouvertes au grand public. Les données collectées n'obéissent pas nécessairement à une méthode de collecte spécifique et sont souvent relativement concises : espèce observée, date, localisation et observateur. Par exemple, les bases administrées par la Ligue pour la protection des oiseaux permettent d'enregistrer des observations d'espèces de faune « échappées », dont certaines sont invasives. Les informations contenues dans ces bases peuvent alors servir de signalement d'EEE et alimenter les réseaux de surveillance locaux et nationaux.

Les programmes de sciences participatives ou les bases de données naturalistes collaboratives sont souvent accompagnés d'interfaces de saisie de données en ligne. Des applications de reconnaissance et de signalement d'espèces exotiques envahissantes pour téléphone portable sont également en cours de développement et mises à disposition du grand public, comme par exemple :

■ l'application Inra « AGIIR » - Alerter et gérer les insectes invasifs et/ou ravageurs. Elle permet de déclarer des observations d'insectes introduits ou d'espèces invasives comme la Chenille processionnaire du pin ou le Frelon asiatique (http://www.inra.fr/Grand-public/Dossiers/Les-agricultures-du-futur/AGIIR-contre-les-insectes-invasifs) ;

■ l'application « Th@t's invasive », développée dans le cadre du programme Réduire les impacts des espèces exotiques envahissantes en Europe (RINSE - Interreg IV des Deux-Mers)). Grâce à une bibliothèque de photos et de caractéristiques biologiques, elle permet d'identifier une espèce exotique envahissante, de la prendre en photo et de la géolocaliser (http://www.rinse-europe.eu/smartphone-apps) ;

Pl@ntNet

■ Pl@ntnet, application développée par l'Inra, l'IRD, le Cirad, l'Inria et Tela-Botanica permet d'identifier et de géolocaliser plus de 4 000 espèces de la flore de France, dont certaines exotiques envahissantes (www.plantnet-project.org) ;

■ « Signalement ambroisie », application accompagnée d'une plateforme de saisie en ligne sur Internet, permet de signaler la présence de l'ambroisie et de relayer l'information aux communes et au référent ambroisie concerné qui coordonnera les actions de lutte nécessaires (www.signalement-ambroisie.fr) ;

iMoustique

■ iMoustique permet de photographier, de signaler toute observation et de participer à la surveillance du Moustique tigre, vecteur de la Dengue et du Chikungunya (http://www.eidatlantique.eu/page.php?P=155) ;

Les données fournies par des personnes non spécialistes de la reconnaissance des espèces impliquent d'être prudent lors de l'élaboration du protocole pour minimiser le taux d'erreur et dans leur validation et analyse (Gourmand, 2012). Il est important d'évaluer le taux d'erreur d'identification et de vérifier les données d'observation lorsque cela semble nécessaire. Ces taux peuvent être calculés à partir de vérifications de photographies d'observation et d'analyses de données aberrantes et permettent ainsi de préciser la qualité des données.

Outils de reconnaissance et d'aide à la gestion

De nombreux outils d'aide à la reconnaissance et à la gestion des espèces exotiques envahissantes ont été développés depuis plusieurs années. Ces outils, qui s'adressent principalement aux gestionnaires d'espaces naturels, peuvent prendre la forme de guides d'identification, de manuels de gestion, de protocole de suivis d'espèces ou de chantiers, etc. Ils sont souvent développés et adaptés à une échelle territoriale. Le tableau 13 ci-contre présente à titre indicatif un recensement des types d'outils disponibles et des exemples disponibles sur chacun d'eux.

Tableau 13 *Récapitulatif des principales plateformes Internet et outils proposés (liste non exhaustive).*

Type d'outil	Objectifs	Taxon concerné	Exemples de documents existants (non exhaustif)
Guides de reconnaissances et fiche espèces	Identification Détection des espèces	Flore Faune (vertébrés, poissons et rarement invertébrés)	- Fiches descriptives réalisées par la Fédération des conservatoires botaniques nationaux - Fiches Institution interdépartementale de la Sèvre niortaise et Institut d'aménagement de la Vilaine - Fiches sur les espèces invasives en Lorraine - Invabio
Manuels de gestion et fiches de recommandation de gestion	Conseils et préconisations de gestion	Flore principalement, quelques vertébrés	- Manuel de gestion des plantes exotiques envahissantes sur le bassin Loire-Bretagne – Fédération des conservatoires d'espaces naturels
Stratégies	Proposition, organisation et coordination des actions	Flore et Faune	- Stratégie du comité régional des Pays de la Loire pour la gestion des plantes exotiques envahissantes - 2012 – Dreal Pays de la Loire - Stratégie de lutte contre les espèces invasives menaçant la biodiversité en Basse-Normandie
Listes d'espèces	Identification et priorisation des actions	Flore et Faune	- Liste d'espèces végétales exotiques envahissantes en France méditerranéenne continentale - CBNM - Listes de plantes exotiques envahissantes en région Centre – CBNBP et Cen Centre - Liste de la faune invasive en Auvergne – Dreal Auvergne
Méthodes de hiérarchisation des espèces et des actions	Identification et priorisation des actions	Flore et Faune	- EPPO *prioritization process for invasive alien plants* Méthode de hiérarchisation des actions de gestion des plantes invasives – Lag'Nature
Protocoles et fiches de relevé de terrain	Suivi des espèces, harmonisation des protocoles et des données	Flore	- Fiche relevé de terrain présence/absence de la végétation exotique envahissante des cours d'eau et zones humides – Groupe de travail espèces invasives du bassin de la Loire
Protocoles et fiches de suivi de chantier	Harmonisation des protocoles et des données, suivi post-opération	Flore	- Protocole de suivi des chantiers de gestion de plantes exotiques envahissantes dans le nord-ouest de la France - CBNL - Fiches de suivi de chantier – Dreal Pays de la Loire et FCEN
Fiches de gestion des déchets	Suivi post-opération, règlementation	Flore	- Proposition d'une méthode de recyclage et de valorisation agronomique des jussies extraites des milieux aquatiques – Pipet et Dutartre (2011)
Aide à la rédaction de cahiers des clauses techniques particulières	Suivi des opérations et respect des préconisations	Flore	- Aide à la rédaction d'un CCTP travaux plantes exotiques – Dreal Pays de la Loire
Synthèses bibliographiques	Synthèse des connaissances et mise à disposition de références bibliographiques	Flore et Faune	- Plantes exotiques envahissantes – Lambert E., 2009. Comité des pays de la Loire, gestion des plantes exotiques envahissantes.
Synthèses règlementaires	Synthèse et mise à disposition de références juridiques	Flore et Faune	- Synthèse règlementaire sur les vertébrés invasifs – ONCFS Eléments de règlementation sur les plantes invasives – Dreal Pays de la Loire
Cartes de répartition	Connaissance de la répartition, identification des fronts de colonisation	Flore et Faune	- Cartes de répartition du groupe de travail Plantes invasives des Pays de la Loire - Observatoire de la Flore Sud-Atlantique SIFLORE FCBN - Répartition des plantes invasives en région Centre (CBNBP et Cen Centre)
Stratégies de recueil des données	Harmonisation de la collecte et de la centralisation des données	Flore	- Stratégie de recueil des données en région Centre – CEN Centre et CBNBP
Outils de sensibilisation	Informations à destination du grand public	Flore et Faune	- Exposition itinérante du groupe de travail espèces invasives du bassin de la Loire - Exposition de l'IIBSN - Dépliants grand public, posters, affiches

Des sessions de formation et des journées thématiques sont régulièrement organisées à l'échelle territoriale. Elles permettent d'améliorer les connaissances et la gestion des espèces exotiques envahissantes, de créer des liens entre acteurs et de faciliter l'échange d'informations et d'expériences (figure 120).

Figure 120

a © Sylvie Varray - b © André Ulmer c © Alain Dutartre, Irstea

Les sessions de formation et les journées thématiques facilitent les échanges d'expérience de gestion entre acteurs.

Les sessions de formation programmées par divers organismes rencontrent depuis quelque temps des difficultés à rassembler suffisamment de stagiaires pour être effectivement réalisées. C'est particulièrement vrai pour les formations dépassant deux journées successives. Par exemple, la formation « Plantes invasives » 2014 du CNFPT de Poitiers, originellement prévue sur quatre jours, a été réduite à deux jours. Il en a été de même pour la formation « Espèces invasives » 2014 organisée par l'Université de Metz, réduite de trois à deux jours. Enfin, la session proposée par l'Université de Strasbourg a même été annulée faute d'un nombre suffisant de demandes. À notre connaissance, en 2014, seul le stage de l'Atelier technique des espaces naturels (ATEN) d'une durée de quatre jours a été réalisé selon les modalités prévues.

Il est difficile de préciser les raisons de cette apparente désaffection pour les stages classiques de formation, entre corpus d'informations sur les EEE, de plus en plus vaste et facilement accessible, et situation de crise, financière en particulier, réduisant la part de dépenses attribuable à la formation par les organismes concernés par ces formations. Il nous semble toutefois que cette quasi-disparition des stages de plusieurs jours présente un inconvénient important, celui de réduire, voire d'annuler les possibilités d'échanges entre formateurs et stagiaires pour ne laisser subsister que le côté « enseignement » alors que les stages de plusieurs jours peuvent assez facilement se transformer en séminaire d'échanges entre toutes les personnes présentes, quel que soit leur statut, valorisant toutes les compétences présentes et contribuant ainsi à accroître la qualité d'ensemble du réseau global sur les EEE.

En revanche, des formations courtes ou des conférences, séminaires et autres manifestations permettant des transferts rapides d'informations en une journée se sont multipliées : de par le nombre important de personnes ainsi contactées, ces manifestations peuvent contribuer à l'amélioration de la prise en compte de la problématique générale des invasions biologiques et de leur gestion, à des préfigurations de réseaux d'acteurs sur des territoires où ils n'existent pas encore et à renforcer la détection précoce des espèces.

Des plateformes d'échange d'information

L'information existante sur les espèces exotiques envahissantes est déjà largement mise à disposition sur diverses plateformes Internet travaillant à différentes échelles (tableau 14). Elles proposent des outils variés, allant de la documentation à la cartographie. D'autres informations sont disponibles sur les pages dédiées de sites Internet plus larges et non spécifiques, comme ceux du ministère en charge de l'écologie, des Conservatoires d'espaces naturels, des Dreal ou de divers centres de ressource.

Tableau 14 *Récapitulatif des principales plateformes Internet et des outils proposés (liste non exhaustive).*

Site Internet	Portée géographique	Documentation	Base de données	Interface de saisie des données	Règlementation	Fiches reconnaissance espèces	Listes d'espèces	Protocoles de suivi de terrain	Stratégies	Cartographie	Photothèque	Conseils de gestion	Expériences de gestion	Actualités	Formation	Evènements
GISIN www.gisin.org	International		X	X			X			X						
ISSG www.issg.org	International	X	X			X	X		X		X	X		X	X	X
CABI www.cabi.org	International	X	X			X	X			X	X	X				
EASIN http://easin.jrc.ec.europa.eu/	Europe		X	X		X	X			X						
DAISIE www.europe-aliens.org	Europe	X				X	X			X	X	X				
EPPO https://www.eppo.int/ABOUT_EPPO/about_eppo_fr.htm	Europe	X				X	X					X		X		X
IBMA www.gt-ibma.eu	National	X			X	X	X		X		X	X	X	X	X	X
INVABIO www.invabio.fr	Région Lorraine	X		X		X	X			X	X	X		X		
ORENVA www.orenva.org	Régional – Poitou Charentes	X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
UICN France - Initiative EEE outre-mer http://www.especes-envahissantes-outremer.fr/	Outre-mer	X	X		X		X		X			X		X		
Ministère en charge de l'écologie http://www.developpement-durable.gouv.fr/La-strategie-nationale-du,11793.html	National				X				X							
Dreal	Régional	X				X	X	X		X						
INPN – MNHN http://inpn.mnhn.fr	National		X		X	X	X			X						
FCBN www.fcbn.fr	National					X										
Conservatoires botaniques	Territorial	X	X			X	X			X					X	X
Centre de ressource Loire Nature http://centrederessources-loirenature.com/	Bassin de la Loire	X				X	X	X	X			X	X	X		X
Conservatoires d'espaces naturels	Territorial	X				X	X	X		X		X			X	
Biodiversité Bretagne http://www.bretagne-biodiversite.org/	Région Bretagne	X	X		X	X	X			X						

Recueils d'expériences de gestion

Les acteurs concernés par les invasions biologiques en milieux aquatiques expriment, quasi unanimement, un déficit de partage et de retours d'expériences relatifs à la gestion des espèces exotiques envahissantes. Les expériences sont nombreuses, menées individuellement par différentes structures, parfois en partenariat avec d'autres structures confrontées aux mêmes problèmes ou proposant des méthodes et des outils plus adaptés. Chaque site fait l'objet de modes de gestion choisis en fonction du contexte d'intervention, de la demande sociale inhérente, des caractéristiques propres au site, en fonction d'objectifs différents et mettant en œuvre des protocoles variés.

Pour répondre au besoin de partage d'information et favoriser les échanges et les contacts entre ces acteurs, quelques recueils d'expériences de gestion ont vu le jour à l'échelle territoriale (encadré 34). Ces recueils illustrent la diversité des actions et des acteurs et les principaux résultats obtenus. Leur objectif est donc de capitaliser ces expériences, de les mutualiser et de mieux les valoriser auprès des partenaires confrontés aux mêmes problèmes. Ils peuvent largement contribuer à la démarche en cours d'apprentissage collectif de la gestion des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques.

Encadré 34

Quelques recueils d'expériences de gestion sur les espèces exotiques envahissantes

■ Les espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques : connaissances pratiques et expériences de gestion (Sarat et al. (coords.), 2015)

Le deuxième volume de cet ouvrage paru dans la collection *Comprendre pour agir* de l'Onema constitue une collection de fiches descriptives d'espèces exotiques envahissantes et d'expériences de gestion conduites en France métropolitaine et en Europe. 26 espèces de faune et de flore sont abordées au travers de 52 expériences de gestion rédigées avec la contribution de gestionnaires.

(www.gt-ibma.eu)

■ La gestion d'espèces invasives en Bretagne (Quemmerais-Amice et Magnier, 2012)

Ce document présente des expériences de gestion sur huit espèces invasives (flore et faune) dont cinq sont plus ou moins inféodées aux milieux aquatiques continentaux (Baccharis, Herbe de la Pampa, jussies, renouées asiatiques, Vison d'Amérique) et une au milieu marin littoral (Spartine à feuilles alternes). Après une présentation de chaque espèce (origine et répartition, description et écologie, recommandations de gestion), sont passées en revue les interventions de gestion, soit 15 exemples au total pour les six espèces. Les informations fournies dans chaque exemple comportent une présentation du site, les méthodes appliquées, les moyens mis en œuvre et les résultats obtenus. Pour chaque exemple, les coordonnées des gestionnaires sont rassemblées en fin du document.

(http://www.bretagne-vivante.org/images/stories/Reserves/Forum_gestionnaires/recueil%20esp%C3%A8ces%20invasives_2012.pdf)

■ Expériences de gestion sur le bassin de la Loire (Centre de ressource Loire Nature)

Une base de données sur la gestion des milieux naturels ligériens présente quelques expériences de gestion menées sur les espèces exotiques envahissantes sur le bassin de la Loire. Les informations rassemblées détaillent ces expériences, les habitats, le contexte du projet, les coûts afférents et les contacts des gestionnaires opérateurs.

(http://centrederessources-loirenature.com/home.php?num_niv_1=1&num_niv_2=5&num_niv_3=21)

■ Les vertébrés exotiques envahissants sur le Bassin de la Loire (hors poissons) – Connaissances et expériences de gestion (Sarat (coord.), 2012)

Fruit d'un travail collectif coordonné par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) dans le cadre du plan Loire Grandeur Nature et financé par la Dreal de bassin Loire-Bretagne et le FEDER, cet ouvrage décrit les espèces de vertébrés exotiques envahissants présentes sur le bassin de la Loire et détaille des expériences de gestion des espèces citées.

(http://centrederessources-loirenature.com/mediatheque/Faune_inva/Vertebres_exotiques_envahissants.pdf)

Références citées

■ Aboucaya A. 1999. Premier bilan d'une enquête nationale destinée à identifier les xénophytes invasifs sur le territoire métropolitain français (Corse comprise). Actes du colloque de Brest 15-17 octobre 1997 (Les plantes menacées de France), *Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest,* 19 : 463-482.

■ Amigues J.-P. et Chevassus-au-Louis B. 2011. Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux politiques, scientifiques et opérationnels. Onema, Collection *Comprendre pour agir*, 172 pp.

■ Anderson L. G., White P. C. L., Stebbing P. D., Stentiford G. D. et Dunn A. M. 2014. Biosecurity and Vector Behaviour: Evaluating the Potential Threat Posed by Anglers and Canoeists as Pathways for the Spread of Invasive Non-Native Species and Pathogens. *PLoS ONE* 9(4) : 10.

■ Anderson M.R. et Kalff J. 1988. Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes. *Freshw. Biol.*, 19 : 115-121.

■ Aoubid S. et Gaubert H. 2010. Évaluation économique des services rendus par les zones humides. Commissariat général au développement durable. *Études et documents*, 23, 50 pp.

■ Ashton P.J. et Mitchell D.S. 1989. Aquatic plants: patterns and modes of invasion, attributes of invading species and assessment of control programmes. *Biological invasions : a global perspective,* 111-154.

■ Barbault R. et Atramentowicz M. (coord.). 2010. Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés, éditions QUAE, 192 pp.

■ Barbour J. H., McMenamin S., Dick J. T. A., Alexander M. E. et Caffrey J. 2013. Biosecurity measures to reduce secondary spread of the invasive freshwater Asian clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *Management of Biological Invasions,* 4(3) : 219-230.

■ Beisel J.-N., Lévêque C. 2010. Introductions d'espèces dans les milieux aquatiques. Faut-il avoir peur des invasions biologiques ?, Éditions QUAE, 248 pp.

■ Beisel J.-N. 2014 Les invasions de bivalves dans les milieux d'eau douce de France métropolitaine - Analyse du phénomène, de ces conséquences écologiques et des actions possibles. Rapport Onema- ENGEES/ Université de Strasbourg. 77 pp.

■ Berger L., Speare R. et Hyatt A. 1999. Chytrid fungi and amphibian declines : overview, implications and future directions. *Frogs,* 23.

■ Berrebi P., Povz M., Jesensek D., Cattaneo-Berrebi G. et Crivelli A. J. 2000. The genetic diversity of native, stocked and hybrid populations of marble trout in the Soca river, Slovenia. *Heredity*, 85 : 277-287.

■ Bertrin V., Dutartre A., Delest B., Eon M., Fournier A., Jan G., Laplace-Treyture C., Madarassou K., Moreira S., Morin S. et Rosebery J. 2014. Évaluation de l'impact de la moisson de *Lagarosiphon major* dans l'Étang Blanc (Landes). Irstea, rapport EABX, CARMA, Géolandes, Rapport 2011–2013. 32 pp.

■ Boulêtreau S., Martino A., Compin A. et Santoul F. 2012. Conséquences de la présence d'espèces non natives sur la structure et le fonctionnement des réseaux trophiques de plans d'eau. Rapport Onema-Ecolab, 44 pp.

■ Bottner B. et Noel C. 2014. Repérer les macrophytes depuis le ciel ou sous les eaux, quel appui pour les gestionnaires ? *Sciences Eaux et Territoires*, 15 : 10-15.

■ Bottollier-Curtet M., Charcosset J.Y., Poly F., Planty-Tabacchi A.M. et Tabacchi E. 2012. Light interception principally drives the understory response to boxelder invasion in riparian forests. *Biological Invasions,* 14(7) : 1445-1458.

■ Boudouresque C.F. 2005. Les espèces introduites et invasives en milieu marin. Deuxième édition. GIS Posidonie. 152 pp.

■ Bonesi L., Strachan R. et Macdonald D. W. 2006. Why are there fewer signs of mink in England? Considering multiple hypotheses. *Biological Conservation,* 130(2) : 268 277.
■ Branquart E. 2010. Les espèces invasives: un nouvel enjeu pour la gestion de l'environnement dans les communes. Plateforme belge de la biodiversité, Site Internet de l'Union des villes de Wallonie, http://www.uvcw.be/articles/33,108,227,227,3291.htm#_ftn3.
■ Breton F., Cheylan M., Lonsdale M., Maillet J., Pascal M. et Vernon P. 1997. Les invasions biologiques. *Le courrier de l'environnement de l'INRA,* 32 : 11-28.
■ Breugnot E. 2007. Déterminisme spatio-temporel des peuplements macrophytiques en grands cours d'eau - Application à la Garonne et à la Dordogne. Université de Bordeaux 1, 322 pp.
■ Britton J.R., Davies G.D. et Brazier M. 2010. Towards the successful control of the invasive *Pseudorasbora parva* in the UK. *Biological Invasions,* 12 : 125-131.
■ Carlton J.T. et Geller J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. *Science*, 261 : 78-82.
■ Caizergues A. et Fouque C. 2008. Zoom sur l'Érismature rousse, une espèce à éradiquer en France. *Faune Sauvage,* 280 : 64-66.
■ Caño L., Campos J. A., García-Magro D. et Herrera M. 2014. Invasiveness and impact of the non-native shrub *Baccharis halimifolia* in sea rush marshes: fine-scale stress heterogeneity matters. *Biological Invasions,* 16(10) : 2063 2077.
■ Carrel G. 2009. CNPE de Cruas-Meysse Ardeche - Incident consécutif au colmatage de la prise d'eau par des macrophytes. Cemagref, 10 pp.
■ CBNMED et CEN-LR. 2010. Stratégie régionale relative aux espèces exotiques envahissantes (EEE) en Languedoc-Roussillon : Présentation générale. Dreal LR et Région LR, 6 pp.
■ Ciruna K., Meyerson L et Gutierrez A. 2004. The ecological and socio-economic impacts of invasive alien species in inland water ecosystems. Report to the Conservation on Biological Diversity on behalf of the Global Invasive Species Programme, Washington, D.C, 34 pp.
■ Chapuis J.L. 2005. Répartition en France d'un animal de compagnie naturalisé, le Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*). *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 60 : 239-253.
■ Chapuis J.L., Ferquel E., Patey O., Vourc'h G. et Cornet M. 2010. Borréliose de Lyme : situation générale et conséquences de l'introduction en Ile-de-France d'un nouvel hôte, le Tamia de Sibérie. *Bulletin épidémiologique hebdomadaire,* hors-série, 14 sept. 2010, 6-8.
■ Charbonnier C.- 1999. Dynamique de développement de *Ludwigia* spp. Université de Montpellier II, Mémoire de DEA « Écologie des systèmes aquatiques continentaux ». Cemagref, Unité de Recherche Qualité des Eaux, 35 pp. + annexes.
■ Clavero M. et García-Berthou E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(3) : 110.
■ Clergeau P., Yésou P. et Chadenas C. 2005. « Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus,* état actuel et impacts potentiels des populations introduites en France métropolitaine ». Rapport INRA-ONCFS, Rennes à Nantes. 53 pp.
■ Codhant H. et Dutartre A. 1992. Utilisation de la carpe chinoise comme moyen de contrôle biologique des macrophytes aquatiques. Revue bibliographique. 1099-1107. ANPP, 15e Conférence du COLUMA, Versailles, 2-4 décembre 1992, 1274 pp.
■ Cohen A.N. et Carlton J.T. 1997. Transoceanic transport mechanisms: introduction of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis,* to California. *Pacific Science*, 51 : 1-11.
■ Colautti R. I., Grigorovich I. A. et MacIsaac H. J. 2006. Propagule Pressure: A Null Model for Biological Invasions. *Biological Invasions,* 8(5) : 1023 1037.
■ Courchamp F., Chapuis J.L. et Pascal M. 2003. Mammal invaders on islands:impact, control and control impact. Biol. Rev, 78 : 347-383.
■ Daehler C. 2001. Two ways to be an invader, but one is more suitable for ecology. *ESA Bulletin* 82 : 101-102.
DAISIE. 2009. Handbook of alien species in Europe : DAISIE (Vol. 3). Springer. 26 pp.

■ Dandelot S., Ferretti S. et Abou-Hamdan H. 2005. Analyse de l'efficacité d'un traitement par le sel pour lutter contre la prolifération de la jussie *Ludwigia peploides* Kunth (Raven) en Camargue. Université Aix-Marseille III, Laboratoire d'écologie des eaux continentales méditerranéennes, Parc naturel régional de Camargue. 25 pp.
■ Dalla Bernardina S. 2010. Les invasions biologiques sous le regard des sciences de l'homme. In Barbault et Atramentowicz : Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés, Paris, Quae/MEDD, 2010, p. 65-108.
■ Davis M.A. et Thompson K. 2001. Invasion terminology: should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help*. Bulletin of the Ecological Society of America,* 82 : 206.
■ Dawson F.H. et Kern-Hansen U. 1979. The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. Int. Rev. *Gesamten Hydrobiol.*, 64 : 437-455.
■ Dehnen-Schmutz K., Touza J., Perrings C. et Williamson M. 2007. The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain. *Conservation Biology,* 21(1) : 224-231.
■ Dejean T., Valentini A., Miquel C., Taberlet P., Bellemain E. et Miaud C. 2012. Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus. Journal of applied ecology,* 49(4) : 953-959.
■ Delattre L. et Rebillard J. P. 1996. Étude de la végétation aquatique de l'Adour. CEPEE, Rapport pour l'Agence de l'eau Adour Garonne, 63 pp. + annexes.
■ Deliry C. 2010. Expansion de la Libellule purpurine en France *Trithemis annulata* (De Palisot de Beauvois, 1805). *Histoires Naturelles*, 1 : 1-6.
■ Devin S., Bollache L., Noël P. Y. et Beisel J.-N. 2005. Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macroinvertebrates. *Hydrobiologia,* 551 : 137–146.
■ Devin S. et Beisel J.-N. 2007. Biological and ecological characteristics of invasive species: a gammarid study. *Biological Invasions,* 9(1) : 13-24.
■ Dibble E. D. et Kovalenko K. 2009. Ecological impact of grass carp: a review of the available data. *Journal of Aquatic Plant Management,* 47 : 1-15.
■ Diéguez-Uribeondo J. et Söderhäll K. 1993. *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus*, Aphanomyces astaci Schikora. Aquaculture Research,* 24(6) : 761 765.
■ Dubois P. J. 2007. Les oiseaux allochtones en France: statut et interactions avec les espèces indigènes. *Ornithos,* 14(6) : 329–364.
■ Dubois P. J. 2013. Les populations d'oiseaux allochtones en France en 2011 (2e enquête nationale). *Ornithos,* 19(4) : 225 250.
■ Duperray T. 2011. Protocole expérimental d'éradication de l'Écrevisse de *Californie Pacisfastacus leniusculus* par stérilisation des mâles. Compte rendu des opérations réalisées sur le Sarthon et le Rouperroux en 2011. 21 pp.
■ Dupré A., Servan J. et Veysset A. 2006. La Tortue de Floride ou Tortue à tempes rouges, *Trachemys scripta elegans* : récupération en France et commerce mondial. *Bulletin de la société herpétologique de France*, 117 : 2 24.
■ Dutartre A., Carbone R., Roqueplo C., Dubois J.P. et Brun G. 1981. Étude d'une prolifération végétale (1979 – 1980). Propositions de contrôle. Retenue de la Jamelle (Charente Maritime). Rapport, 59 pp.
■ Dutartre A. et Dubois J. P. 1986. Biological control of Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.) using waterfowl, La Jamelle pond (France). In : 7th Symposium on Aquatic Weeds, Proceed EWRS/AAB, Loughborough : Loughborough University of Technology, 15-19 septembre 1986, p. 99-104.
■ Dutartre A. 1988. Nuisances occasionnées par les plantes aquatiques en France - Résultats d'une enquête préliminaire. In: VIII Colloque International sur la Biologie, l'Écologie et la Systématique des mauvaises herbes, ANPP-EWRS, Dijon, 14-16 septembre 1988, 497-506.
■ Dutartre A., Delarche A. et Dulong J. 1989. Proposition d'un plan de gestion de la végétation aquatique des lacs et étangs landais. Cemagref, Groupement de Bordeaux, Division Qualité des Eaux, GEREA. Étude N° 38, 121 pp.
■ Dutartre A. et Tréméa L. 1990. Contrôle mécanique des plantes aquatiques. 14e conférence du Columa, journées internationales d'études sur la lutte contre les mauvaises herbes. Versailles, 1990, Tome 1 : 275-282.

■ Dutartre A. 1992. Difficultés de gestion des milieux aquatiques imputables aux végétaux : analyses de cas. 15e conférence du COLUMA journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Versailles, 2-3-4 décembre 1992, 1075 -1081.
■ Dutartre A. 1994. Groupe Plantes Aquatiques. Bilan 1988-1994. Cemagref, ANPP. Rapport, 99 pp.
■ Dutartre A. 1995. Les plantes aquatiques exotiques : de simples curiosités ou des risques pour l'environnement ? ANPP, 16e Conférence du COLUMA, Journées Internationales sur la Lutte contre les Mauvaises Herbes, Reims, 6, 7, 8 décembre 1995, 9 pp.
■ Dutartre A., Haury J. et Planty-Tabacchi A.-M. 1997. Introductions de macrophytes aquatiques et riverains dans les hydrosystèmes français métropolitains : essai de bilan. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture,* (344-345) : 407-426.
■ Dutartre A., Haury J. et Jigorel A. 1997. Possibilités de gestion de l'invasion de la retenue de Pen Mur (Muzillac, Morbihan) par une plante aquatique exotique : *Egeria densa*. Cemagref, ENSA/INRA Rennes, INSA Rennes. Rapport pour le Conseil Général du Morbihan, 142 pp.
■ Dutartre A. 2002. Panorama des modes de gestion des plantes aquatiques : nuisances, usages, techniques et risques induits. *Ingénieries,* 30 : 37-48.
■ Dutartre A. 2004. De la régulation des plantes aquatiques envahissantes à la gestion des hydrosystèmes. *Ingénieries,* N° spécial Ingénierie écologique, 87-100.
■ Dutartre A. et Petelczyc M. 2005. Germination et dynamique de développement des plantules de *Ludwigia grandiflora* en milieu naturel et en laboratoire. Cemagref, Unité de Recherches Réseaux, Épuration et Qualité des Eaux, rapport, 59 pp.
■ Dutartre A., Pipet N. et Bachelier E. 2005. Suivi de l'impact de la moisson mécanique des plantes aquatiques sur les populations piscicoles. Synthèses des expérimentations 2002-2003 sur le plan d'eau de Noron (Deux-Sèvres). Rapport Cemagref, IIBSN, CSP, 33 pp.
■ Dutartre A., J. Haury S., Dandelot J., Coudreuse B., Ruaux B., Lambert P., Le Goffe P. et Menozzi M.J. 2007. Les jussies : caractérisation des relations entre sites, populations et activités humaines. Implications pour la gestion. Programme de recherche INVABIO, rapport final, 128 pp.
■ Dutartre A., Haury, J. et Peltre M.C. 2009. Rôles de la végétation en milieux aquatiques. In "Ecrevisses invasives et respect de la directive cadre sur l'eau". *Aestuaria*, p. 67-90.
■ Dutartre A. 2010. Peut-on gérer les invasions biologiques ? In "Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés". In Barbault, R., Atramentowicz, M. (ed.), Editions Quae, Versailles, Synthèses, p. 109-153.
■ Dutartre A., Spiegelberger T. et Mazaubert E. 2010. Évaluation critique des politiques publiques mises en œuvre pour gérer les espèces envahissantes. *Sciences Eaux et Territoires*, 3 : 140-146.
■ Dutartre A. et Suffran Y. 2011. Changements climatiques et invasions biologiques. Impacts sur les écosystèmes aquatiques, risques pour les communautés et moyens de gestion. Cemagref et Onema, 54 pp.
■ Dutartre A., Mazaubert E. et Poulet N. 2012. Conclusion : Points de progrès et perspectives. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 116-119.
■ Dutartre A., Mazaubert E. et Poulet N. 2012. Comment gérer les espèces exotiques envahissantes ? *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 18-25.
■ Dutartre A., Mazaubert E. et Poulet N. 2012. Le groupe « Invasions biologiques en milieux aquatiques » : origines, réalisations, perspectives. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 12-17.
■ Dutartre A., Jan G., 2012. Expérimentation de contrôle des herbiers d'*Egeria densa* dans le port de Sainte-Eulalie-en-Born (Landes) à l'aide d'écrans occultant la lumière. Irstea, rapport, 13 pp.
■ Dutartre A., Matrat R., Hudin S., Laroche I. et Sarat E. 2014. Invasive plant management coordination in France : role of territorial working groups. 4th International Symposium on Weeds and Invasive Plants.18-23 mai 2014, Montpellier, France. 1 pp.
■ Elton C. 1958. The Ecology of Invasions by Animals and Plants. Methum & Co, Londres. 196 pp.
■ Falk-Petersen J., Bøhn T. et Sandlund O.T. 2006. On the numerous concepts in invasion biology. *Biological Invasions,* 8 : 1409-1424.

■ Fare A., Dutartre A. et Rebillard J.P. 2001. Les principaux végétaux aquatiques du Sud-Ouest de la France, Agence de l'Eau Adour-Garonne, 190 pp.
■ FDGDON Manche. 2007. Programme départemental de mise en place de travaux de lutte collective contre les rongeurs aquatiques sur le département de la Manche. Rapport, 15 pp.
■ Fédération des chasseurs du Languedoc-Roussillon. 2010. Point sur la réglementation des sous-produits animaux. Application au gibier. 3 pp.
■ Fouque C., Bullifon F. et Benmergui M. 2011a. « Le Cygne noir *Cygnus Atratus*. Rapport de l'enquête nationale 2010-2011 ». Station de la Dombes, Birieux, Office national de la chasse et de la faune sauvage.
■ Fouque C. et Schricke V. 2011b. Status and trends of the Canada goose *Branta Canadensis* in France. *Ornis Svecica*, 21.
■ Fouque C., Schricke V., David Y. et Serre D. 2011c. La Bernache du Canada : une espèce exotique devenue envahissante. Diagnostic, plan de lutte et régulation. *Faune Sauvage,* 290 : 18-31
■ Fournier L. et Zuazo A. 2012. Organisation de la gestion des plantes exotiques envahissantes dans les lacs et étangs littoraux landais. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 42-45.
■ Fried G. et Brunel S. 2009. Un nouvel outil de hiérarchisation des plantes exotiques : premiers résultats de son application sur une liste de 217 espèces présentes en France. XIIIème Colloque international sur la Biologie des Mauvaises Herbes. Dijon, France, 8 - 10 septembre 2009, 477-489.
■ Fried G., Laitung B., Pierre C., Chagué N. et Panetta F. 2013. Impact of invasive plants in Mediterranean habitats: disentangling the effects of characteristics of invaders and recipient communities. *Biological Invasions,* 16(8) : 1-20.
■ Fried G. et Mandon-Dalger I. 2013. Le point sur quelques espèces invasives émergentes en France. 3e conférence sur l'entretien des espaces verts, jardins, gazons, forêts, zones aquatiques et autres zones non agricoles. AFPP. Toulouse: 691-700.
■ García-Berthou E., Alcaraz C., Pou-Rovira Q., Zamora L., Coenders G. et Feo C. 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 62(2) : 453-463.
■ Garcia de Leaniz C. et Verspoor E. 1989. Natural hybridization between Atlantic salmon, Salmo salar, and brown trout, Salmo trutta, in northern Spain. *Journal of Fish Biology*, 34(1) : 41 46.
■ Garnier-Zarli E., Bourezgui Y. et Dutartre A. 1994. Traitement des rivières et des plans d'eau par bioadditifs. P. 175-186. In « Gestion intégrée des milieux aquatiques ». C. Le Coz Ed., Presses de l'École nationale des ponts et chaussées, 240 pp.
■ Gassmann A., Cock M. J. W., Shaw R. et Evans H. C. 2006. The potential for biological control of invasive alien aquatic weeds in Europe: a review. *Hydrobiologia* 570 : 217–222.
■ Genovesi M.-P. et Shine C. 2011. Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes. Sauvegarde de la nature, 161. Strasbourg, Éditions du Conseil de l'Europe, 104 pp.
■ Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., Rossetti G., Rota E., Scalera R., Zerunian S. et Tricarico E. 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions,* 10 : 435-454.
■ Goubault de Brugière O. et Dutartre A. 1997. Référentiel de l'utilisation des bioadditifs dans les milieux aquatiques. Rapport CEPEE / Cemagref, groupement de Bordeaux, Division Qualité des Eaux. Étude Inter Agences N° 47, 145 pp.
■ Gourmand A. 2015. In Guillet F., Raymond R. et Renault O. Les relations homme/nature en Seine-et-Marne. Conseil général de Seine-et-Marne. Edition Librairie des Musées, Deauville, à paraître.
■ Gozlan R.E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish : Is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9 : 106–115.
■ Grillas P., Dorgère A., Yavercovski N., 2001. Bilan des actions de gestion de *Ludwigia* spp. dans les espaces protégés du Languedoc-Roussillon. AME, Station Biologique de la Tour du Valat. Rapport d'activités 2000, 82 pp + annexes.
■ Grillas P., Tan Ham L. A., Dutartre A. et Mesleard F. 1992. Distribution de *Ludwigia* en France – Étude des causes de l'expansion récente en Camargue. In « 15e Conférence du COLUMA », Versailles 2-4 décembre 1992. *Annales de l'Association Nationale de Protection des Plantes* vol II/III : 1083–1090.

■ Gyimesi A. et Lensink R. 2010. Risk analysis of the Egyptian Goose in The Netherlands. Bureau Waardenburg bv / Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality. 80 pp.
■ Halford M., Branquart E., Vanderhoeven S., Heemers L., Mathys C., Collin C., Wallens S. et Mahy G. 2011, AlterIAS: a LIFE+ project to curb the introduction of invasive ornamental plants in Belgium. *Aliens : The Invasive Species Bulletin*, (31) : 36 41.
■ Haller W.T., Sutton D.L. et Barlowe W.C. 1974. Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology*, 55(4) : 891-894.
■ Haury J., Coudreuse J. et Bozec M. 2009. Distribution de la jussie au sein d'un marais : conséquences pour la gestion. AFPP. 2e conférence sur l'entretien des espaces verts, jardins, gazons, forêts, zones aquatiques et autres zones non agricoles. Angers, 28-29 octobre 2009, p. 291-303.
■ Haury J., Hudin S., Matrat R. et Anras L. 2010. Manuel de gestion des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne. Fédération des conservatoires d'espaces naturels, 136 pp.
■ Haury J. et Damien J.-P. 2012. Les invasions biologiques dans le Parc naturel régional de Brière : présentation d'une recherche-action. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 26-33.
■ Haury J. et Bouron D. 2012. Approche scientifique au service des gestionnaires : la saga d'*Egeria densa* dans le Massif armoricain. In Haury J., Matrat R. (Eds), 2012. Plantes invasives, la nécessité de différentes approches. Actes du colloque régional Les plantes invasives en Pays-de-la-Loire, 11-12 mai 2011, Angers, Terra botanica. Æstuaria, collection Paroles des Marais atlantiques : 83-96.
■ Hayes K. R. et Barry S. C. 2008. Are there any consistent predictors of invasion success? *Biological Invasions,* 10(4) : 483 506.
■ Heywood V. et Brunel S. 2011. Code de conduite sur l'horticulture et les plantes exotiques envahissantes. Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe - Sauvegarde de la Nature, n°162. Strasbourg, Editions du Conseil de l'Europe. 100 pp.
■ Heywood, V. 2013. European code of conduct for botanic gardens on invasive alien species. Conseil de l'Europe, 64 pp.
■ Hudin S. (coord.) 2013. Agir pour l'eau, les espaces, les espèces. 2007-2013 : Recueil d'expériences dans le bassin de la Loire. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, plan Loire grandeur nature. 176 pp.
■ Hudin S., Haury J., Matrat R. et Anras L. (coord.). 2014. Gestion des espèces exotiques envahissantes du bassin de la Loire – stratégie 2014-2020. Fédération des conservatoires d'espaces naturels, 18 pp.
■ Hudin S. et Vahrameev P. 2010. Guide d'identification des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne, Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 45 pp.
■ Hulme P. E. 2007. Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. Biodiversity under threat. *Issues in Environmental Science and Technology*, 25 : 56-80.
■ IFREE. 2011. Sciences participatives et biodiversité - Implication du public, portée éducative et pratiques pédagogiques associées. *Les livrets de l'IFREE*, (2), 107 pp.
■ Isambert C. 1989. Le faucardage en rivière (analyse comparative des techniques de faucardage recensées sur le Bassin Seine Normandie). ENSA Rennes, DEA d'Agronomie Approfondie. Agence de l'eau Seine Normandie, mémoire, 47 pp + annexes.
■ Issanchou A. 2012, Analyse économique d'une invasion biologique aquatique. Le cas de la Jussie. Mémoire de fin d'étude, École supérieure d'agriculture d'Angers, 136 pp.
■ Ivanov V. P., Kamakin A. M., Ushivtzev V. B., Shiganova T., Zhukova O., Aladin N. et Dumont H. J. 2000. Invasion of the Caspian Sea by the comb jellyfish *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). *Biological invasions*, 2(3) : 255-258.
■ Jeschke J. M. et Strayer D. L. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology*, 12(9) : 1608-1619.
■ Jokela J. et Mutikainen P. 1995. Effect of size-dependent muskrat (*Ondatra zibethic*a) predation on the spatial distribution of a freshwater clam, *Anodonta piscinalis* Nilsson *(Unionidae, Bivalvia). Canadian Journal of Zoology,* 73(6) : 1085 1094.

■ Katsanevakis S., Bogucarskis K., Gatto F., Vandekerkhove J., Deriu I. et Cardoso A.S. 2012. Building the European Alien Species Information Network (EASIN): a novel approach for the exploration of distributed alien species data. *BioInvasions Records,* 1 : 235-245.
■ Keith P. et Allardi J. 1997. An assessment of freshwater fish introductions in France. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture,* (344-345) : 181 191.
■ Keith P., Persat H., Feunteun E., et Allardi J. (coord.). 2011. Les poissons d'eau douce de France. Biotope, Mèze, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et biodiversité), 552 pp.
■ Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., ten Brink P. et Shine C. 2008. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 44 pp. + Annexes.
■ Khalanski M. 1997. Conséquences industrielles et écologiques de l'introduction de nouvelles espèces dans les hydrosystèmes continentaux : la Moule zébrée et autres espèces invasives. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture,* (344-345) : 385-404.
■ Kolar C. S. et Lodge D. M. 2001. Progress in invasion biology : predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(4) : 199–204.
■ Kolbe J. J., Glor R. E., Rodríguez Schettino L., Lara A. C., Larson A. et Losos J. B. 2004. Genetic variation increases during biological invasion by a Cuban lizard. *Nature*, 431(7005) : 177 181.
■ Kowarik I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. — In: Pyšek, P. (ed.): Plant Invasion-General Aspects and Special Problems. SPB Academic Publishing, Amsterdam, pp. 15-38.
■ Lacroix P., Magnanon S., Geslin J., Hardegen M., Le Bail J. et Zambettakis C. 2007. Les plantes invasives des régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire. Définitions et clé pour l'élaboration de listes de « plantes invasives », « potentiellement invasives » ou « à surveiller », Conservatoire Botanique National de Brest, Document technique Connaissance de la flore, 12 pp. + annexes.
■ Lagey K., Duinslaeger L. et Vanderkelen A. 1995. Burns induced by plants. *Burns*, 21(7) : 542 543.
■ Laurent P.J. 1983. Un siècle de transplantation d'écrevisses nord-américaines. *C.R.Soc. Biogéogr*. 59(3c) : 394-404.
■ Le Bourgeois T., Goillot A., et Carrara A. 2004. New data on the biology of *Phaedon fulvescens* (*Coleoptera, Chrysomelinae*), a potential biological control agent of *Rubus alceifolius* (*Rosaceae*). Santiago Blay JA, (ed.), Schmitt M.,(ed.). New developments in the biology of *Chrysomelidae*. Amsterdam, Netherlands: SPB Academic Publishing, 757–766.
■ Le Botlan N. et Deschamps S. 2014. Un règlement européen relatif à la gestion des espèces exotiques envahissantes : grands axes d'actions et points de débats. *Sciences Eaux et Territoires*, 15 : 38-43 .
■ Léger F. 1999. Le raton-laveur en France. *Bulletin Mensuel de l'Office national de la chasse* (France), 241 : 16 37.
■ Léger F. et Ruette S. 2005. Le vison d'Amérique, une espèce qui se développe en France. *Faune Sauvage,* 266 : 29-36.
■ Legrand, C., 2002. Pour contrôler la prolifération des jussies (Ludwigia spp.) dans les zones humides méditerranéennes. Guide technique. Agence Méditerranéenne de l'Environnement, 68 pp.
■ Lejas D. 2002. Distribution, autoécologie et impacts de *Ludwigia peploides* et *Ludwigia uruguayensis* dans l'hydrosystème ligérien. DIRS, Université François Rabelais, Tours. 70 pp. + annexes
■ Leuven R. S. E.W., Collas F. P. L., Koopman K. R., Matthews J. et van der Velde G. 2014. Mass mortality of invasive zebra and quagga mussels by desiccation during severe winter conditions. *Aquatic Invasions* 9 : 243–252
■ Lévèque C., Tabacchi E. et Menozzi M.-J. 2012. Les espèces exotiques envahissantes, pour une remise en cause des paradigmes écologiques. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 2-9.
■ Lockwood J. L., Cassey P. et Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology* and Evolution, 20 (5) : 1-6.
■ Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. et Bazzaz F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10 : 689-710.

■ Mandon-Dalger I., Fried G., Marco A., Leblay E. et Bresch C. 2012. Protocoles de hiérarchisation des plantes invasives en vue de leur gestion : existant et perspectives en France. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 86-91.
■ Mandon-Dalger I., Guérin M. et Provendier D. 2013. Concertation entre acteurs de la conservation et des filières du végétal et notion de liste de consensus. 3e conférence sur l'entretien des espaces verts, jardins, gazons, forêts, zones aquatiques et autres zones non agricoles AFPP. Toulouse : 663-674.
■ Mandon-Dalger I., C. Lavergne, N. Poulet, P. Haffner et Barnieras C. 2014. Note de cadrage de l'atelier. « L'établissement de listes d'espèces en fonction des acteurs et des objectifs ? ». Assises nationales espèces exotiques envahissantes : vers un renforcement des stratégies d'actions. UICN France, Orléans, 22-25 septembre 2014.
■ Manné S., Poulet N. et Dembski S. 2013. Colonisation of the Rhine basin by non-native gobiids: an update of the situation in France. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems,* 411 : 02.
■ Marion L., Paillisson J.-M., Alain J., Carpentier A., Marion P., Pierres S. et Brient L. 1998. Impact du niveau d'eau sur la productivité des macrophytes flottants du lac de Grand-Lieu. Programme Life « Sauvetage du lac de Grand-Lieu », rapport, 103 pp + annexes.
■ Maris V. 2010. Philosophie de la biodiversité. Petite éthique pour une nature en péril. Buchet-Chastel, Écologie, 208 pp.
■ Marsh G. P. 1867. Man and nature or physical geography as modified by human action. Scribner & Co, 577 pp.
■ Matrat R., Haury J. et Anras L. 2012. Stratégie régionale pour la gestion des plantes exotiques envahissantes. Comité des Pays-de-la-Loire pour la gestion des plantes exotiques envahissantes. 5 pp.
■ Mazaubert E. 2008. Les espèces exotiques en France : évaluation des risques en relation avec l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (Rapport de Master 2 Eau, Santé, Environnement). Université de Bordeaux, Cemagref, 124 pp + annexes.
■ Mazaubert E. et Dutartre A. 2010. Évaluation des risques causés par les espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques. Rapport d'étape. Onema, Cemagref, 108 pp.
■ Mazaubert E. et Dutartre A. 2012. Bilan des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques sur le territoire français : essai de bilan en métropole. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 56-62.
■ Mazaubert, E., Dutartre, A., Poulet, N., Fernandez S. 2013. Guide de bonnes pratiques de gestion de plantes invasives en milieux aquatiques. 3e conférence sur l'entretien des espaces verts, jardins, gazons, forêts, zones aquatiques et autres zones non agricoles AFPP. Toulouse: 663-674.
■ Michelin G., Heckly X. et Rigaux B. 2011. ADN environnemental – Détection de l'espèce exotique envahissante Grenouille taureau en Sologne - France. Dreal Centre, Conseil régional de la région Centre. 22 pp.
■ McNeely J.A., Mooney H.A., Neville L.E., Schei P. et Waage J.K. (eds.) 2001. A Global Strategy on Invasive Exotic Species. UICN Gland, Suisse et Cambridge, UK. 50 pp + annexes.
■ Million A. 2004. Maîtrise des proliférations de Jussie (Ludwigia spp.). Une première analyse économique. Mémoire de fin d'étude, École nationale supérieure d'agronomie de Rennes, spécialisation « Génie de l'environnement », Rennes. 51 pp + annexes.
■ Ménigaux H. et Dutartre A. 2012. Les espèces exotiques envahissantes : éléments des stratégies nationale et communautaire. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 70-73.
■ Menozzi M.J. et Dutartre A. 2007. Gestion des plantes envahissantes : limites techniques et innovations socio-techniques appliquées au cas des jussies. *Ingénieries - E A T*, 49 : 49-63.
■ Menozzi M.J.et Dutartre A. 2008. La modernité des méthodes archaïques. *Espaces Naturels*, 23 : 36-37.
■ Menozzi M.J. 2010. Comment catégoriser les espèces exotiques envahissantes, *Études rurales*, janvier-juin 2010, 185 : 51-66.
■ Menozzi M.J. et Pellegrini P. 2012. La gestion des espèces exotiques envahissantes : de la recherche d'une solution technique à la construction d'un collectif. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 106-113.
■ Mercier F (coord.). 2013. Stratégie de lutte contre les espèces invasives menaçant la biodiversité en Basse-Normandie. Conservatoires d'espaces naturels de Basse-Normandie, Conservatoire botanique national de Brest, Agence de l'eau Seine-Normandie, Région Basse-Normandie et Dreal Basse-Normandie. 75 pp.

■ Mesleard F. et Perennou C. 1996. La végétation aquatique émergente. In " Écologie et gestion" MedWet Station biologique de la Tour du Valat, Arles (France). Conservation des zones humides méditerranéennes 6. 86 pp.
■ Meyer J.-Y., Duplouy A. et Taputuarai R. 2007. Dynamique des populations de l'arbre endémique *Myrsine longifolia* (Myrsinacées) dans les forêts de Tahiti (Polynésie française) envahies par *Miconia calvescens* (Melastomatacées) après introduction d'un champignon pathogène de lutte biologique : premières investigations. *Rev Ecol (Terre et Vie*), 62 : 17-33.
■ Miaud C., Taberlet P. et Dejean T. 2012. ADN « environnemental » : un saut méthodologique pour les inventaires de la biodiversité, *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 92-95.
■ Molnar J.L., Gamboa R.L., Revenga C. et Spalding M.D. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment,* 6 : 485-492.
■ Montégut J., 1987. Les plantes aquatiques. 1. Milieu aquatique et flore. 2. Clé de détermination. 3. Planches - index. 4. Entretien - désherbage. ACTA, Paris. (Pagination multiple).
■ Moran V.C., Hoffmann J.H. et Zimmermann H.G. 2013. 100 years of biological control of invasive alien plants in South Africa : History, practice and achievements. *South African Journal of Science*, 109 : 1-6.
■ Moreau A., Dutartre A. 2000. Élaboration d'un guide de gestion des proliférations de plantes aquatiques : Synthèse des données d'enquête, rapport de deuxième phase. 28 pp.
■ Muller S. (coord.). 2004. Plantes invasives en France. Muséum d'Histoire naturelle, Paris, 168 pp.
■ Myers J. H., Simberloff D., Kuris A. M et Carey J. R. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends Ecol. Evol.* 15(8) : 316-320.
■ Nakanishi M., Saraceni C. et Kurata A. 1989. Comparison of some limnological variables in the waters between the upper and lower littoral areas within an Egeria stand. *Archiv für Hydrobiologie*, 116(3) : 313-331.
■ Nations Unies. 2002. Article 8h de la Convention sur la diversité biologique. Nations unies, adoptée par la décision 93/626/CEE du Conseil du 23 octobre 1993 paru au journal officiel de la république française n°L309 du 13 décembre 1993.
■ Nepveu C. et Saint-Maxent T. 2002. Les espèces animales susceptibles de proliférer dans les milieux aquatiques et subaquatiques. Fiches espèces animales. Rapport de DESS, Agence de l'eau Picardie-Artois, Douai, 167 pp.
■ Neveu A. 1989. *Rana ridibunda* (Pallas, 1771). Grenouille rieuse. In : Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France (J. Castanet et R. Guyétant, coordonnateurs). Société Herpétologique de France, Paris, 62-63.
■ Observatoire Régional de la Santé Rhône-Alpes. 2012. Troisième rapport sur l'ambroisie en Rhône-Alpes : Analyse des données environnementales et médico-économiques. 49 pp.
■ Paillisson J.-M., Roussel J.-M., Tréguier A., Surzur G. et Damien J.-P. 2012. Préservation de la biodiversité face aux invasions de l'Écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) – Synthèse finale. Rapport Onema-Inra-CNRS, 32 pp.
■ Panzacchi M., Cocchi R., Genovesi P. et Bertolino S. 2007. Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK : a cost-benefit analysis. *Wildlife Biology*, 13(2): 159-171.
■ Parlement européen et Conseil de l'Europe. 2013. Proposition de règlement du Parlement européen et du Conseil relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes /* COM/2013/0620 final - 2013/0307 (COD).
■ Parlement européen et Conseil de l'Europe. 2014. Règlement européen n°1143/2014 du parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes. 21 pp.
■ Pascal M., Vigne J.D. et Tresset A. 2009. L'homme, maître d'œuvre des invasions biologiques. In : La conquête des espèces. Dossier Pour la science, 65 : 8-13.
■ Pascal M., Lorvelec O. et Vigne J.-D. 2006. Invasions biologiques et extinctions: 11000 ans d'histoire des vertébrés en France. Quae éditions. 350 pp.
■ Peltre M. C., Dutartre A., Barbe J., Ollivier M., Petitdidier D., Muller S., Haury J. et Tremolieres M., 1997. Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. Synthèse bibliographique. Les études de l'agence de l'eau (68), 199 pp.

■ Peltre M.C., Dutartre A., Barbe J., Haury J., Muller S. et Ollivier M. 2002. Les proliférations végétales aquatiques en France : caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices : Impact sur les écosystèmes et intérêt pour le contrôle des proliférations. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture,* (365-366) : 259-280.
■ Petelczyc M., Dutartre A. et Dauphin P. 2006. La jussie (*Ludwigia grandiflora*) plante-hôte *d'Altica lythri* Aubé (*Coleoptera Chrysomelidae*) : Observations in situ dans la Réserve Naturelle du Marais d'Orx (Landes) et en laboratoire. *Bulletin de la société linnéenne de Bordeaux* 141(34) : 221-228.
■ Pimentel D. 2005. Aquatic nuisance species in the New York State Canal and Hudson River systems and the Great Lakes Basin: an economic and environmental assessment. *Environ Manage*. 35(5) : 692-702.
■ Pimentel D., Zuniga R. et Morrison D. 2005, Update on the environmental and economic costs associated with alien-invsive species in the United States. *Ecological economics*, (52) : 273-288.
■ Pipet N. 2007. Maitrise de la colonisation et de la prolifération des jussies dans le Marais Poitevin. IIBSN, Synthèse, 14 pp.
■ Pipet N. et Dutartre A. 2014. Gestion des jussies dans le Marais Poitevin. *Sciences Eaux et Territoires*, 15 : 22-27.
■ Pheloung P. C., Williams P. A. et Halloy S. R. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4) : 239-251.
■ Poulet N. 2010. Les espèces exotiques invasives : introduction. Stage de formation Onema sur les espèces exotiques envahissantes en milieu aquatique, 12-16 avril 2010, Paraclet.
■ Poulet N. 2014. Les méthodes de contrôle des populations d'écrevisses. Revue synthétique. Onema / DAST. 13 pp.
■ Pratt C. F., Shaw R. H., Tanner R. A., Djeddour D. H. et Vos J. G. 2013. Biological control of invasive non-native weeds : An opportunity not to be ignored. *Entomologische Berichten*, 73(4) : 144–154.
■ Pyšek, P. 1995. On the terminology used in plant invasion studies. In Plant invasions: general aspects and special problems, 71-81.
■ Pyšek P., Hulme P. E. et Nentwig W. 2009. Glossary of the main technical terms used in the handbook. DAISIE Handbook of alien species in Europe. Springer Science : 375-378.
■ Pyšek P. et Prach K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*, 413-420.
■ Quemmerais-Amice G. et Magnier M. 2012. La gestion d'espèces invasives en Bretagne, recueil d'expériences menées sur des espaces naturels. Bretagne Vivante, Brest, 72 pp.
■ Quéré E., Ragot R., Geslin J. et Magnanon S. 2011. Liste des plantes vasculaires invasives de Bretagne. Conservatoire botanique national de Brest, 2011. 33 pp.
■ Ramade F. 1993. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience international. 822 pp.
■ Randall J., Morse L., Benton N., Hiebert R., Lu S. et Killeffer T. 2009. The invasive species assessment protocol: a tool for creating regional and national lists of invasive nonnative plants that negatively impact biodiversity. *Invasive Plant and Management* (1) : 36-49.
■ Rebillard J. P., Roignant F., Ferroni J. M. et Dutartre A. 2003. Travaux expérimentaux sur l'herbier de renoncules aquatiques d'Entraygues-sur-Truyère. *Revue Adour Garonne* (86) : 23-28.
■ Renals T. 2014. Gestion des plantes exotiques envahissantes en Grande-Bretagne. *Sciences Eaux et Territoires* (15) : 34-36.
■ Ricciardi A. et Atkinson S.K. 2004. Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems. *Ecology Letters,* 7 : 781-784.
■ Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., et West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2) : 93-107.
■ Rouifed S. 2011. Bases scientifiques pour un contrôle des renouées asiatiques : Performances du complexe hybride Fallopia en réponse aux contraintes environnementales. Thèse de l'Université de Lyon, 148 pp.

■ Rouifed S., Byczek C., Laffray D. et Piola F. 2012. Invasive knotweeds are highly tolerant to salt stress. *Environ Manage*. 50 (6) : 1027-34
■ Saint-Andrieux C., Klein F., Leduc D. et Guibert B. 2006. Le daim et le cerf sika : deux cervidés invasifs en France. *Faune Sauvage,* 271 : 18 22.
■ Saint-Macary I. 1998. Dynamique de *Ludwigia peploïdes* au Marais d'Orx, mémoire de DEA Dynamique des écosystèmes aquatiques, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 23 pp. + annexes
■ Sarat E. (coord.). 2012. Les vertébrés exotiques envahissants du bassin de la Loire (hors poissons) : connaissances et expériences de gestion. Office national de la chasse et de la faune sauvage, Plan Loire Grandeur Nature, 128 pp.
■ Sauvé A. et Rascle O. 2012. Intervention d'éradication de la Crassule de Helms (*Crassula helmsii*) sur Mare de Donges Est (44). Rapport d'actions : Comblement partiel d'une mare et création d'une mare de substitution. Rapport, 7 pp.
■ Scalera R. 2010. How much is Europe spending on invasive alien species? *Biological Invasions,* 12(1) : 173-177.
■ Scalera R., Genovesi P., de Man D., Klausen B., et Lesley D. 2012. European code of conduct on zoological gardens and aquariums and invasive alien species. Strasbourg, Conseil de l'Europe. 26 pp.
■ Schuytema G.S. 1977. Biological control of aquatic nuisances. A review. E. P. A., 600/3- 77-084, 98 pp.
■ Sculthorpe C. 1967. The Biology of Aquatic Vascular Plants. London : Edward Arnold Ltd. 610 pp.
■ Shaw R. H., Tanner R., Djeddour D. et Cortat, G. 2011. Classical biological control of *Fallopia japonica* in the United Kingdom – lessons for Europe. *Weed Research,* 51(6) : 552 558.
■ Shine C. 2008. État des lieux et recommandations sur les outils juridiques portant sur les espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. Comité français de l'UICN, Paris, France. 116 pp.
■ Shine C., Williams N. et Gundling L. 2000. Guide pour l'élaboration d'un cadre juridique et institutionnel relatif aux espèces exotiques envahissantes. UICN, Droit et politique de l'environnement, 40, 178 pp.
■ Sigaut O. 2012. Ragondin des villes contre ragondin des champs. *Sciences Eaux et Territoires*, 6 : 114-115.
■ Simberloff D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? Biological Invasions 5(3) : 179-192.
■ Simberloff D. 2009. The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1) : 81 102.
■ Soubeyran Y. 2008. Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. État des lieux et recommandations. Collection Planète Nature. Comité français de l'UICN, Paris, France, 202 pp.
■ Soubeyran Y. (coord.). 2010. Gestion des espèces exotiques envahissantes : guide pratique et stratégique pour les collectivités françaises d'outre-mer. Comité français de l'UICN, Paris, 66 pp.
■ Strauss S.Y., Lau J.A. et Carroll S.P. 2006a. Evolutionary responses of natives to introduced species: what do introductions tell us about natural communities? *Ecology Letters,* 9 : 357-374.
■ Strauss S.Y., Webb C.O. et Salamin N. 2006b. Exotic taxa less related to native species are more invasive. *PNAS*, 103 : 5841-5845.
■ Teletchea F. et Le Doré Y. 2011. Étude sur l'élevage des carpes dites chinoises en France et évaluation de leur possible reproduction naturelle dans les cours d'eau français. Université de Nancy, 92 pp.
■ Thabot S. 2013. Essai de salinisation du Canal du Priory comme moyen de lutte contre la Jussie. Synthèse des données collectées par le Syndicat mixte du Parc naturel régional de Brière et le Syndicat de bassin versant du Brivet. Rapport PNR de Brière, 27 pp.
■ Thévenot J. (coord.). 2013. Synthèse et réflexions sur des définitions relatives aux invasions biologiques. Préambule aux actions de la stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) ayant un impact négatif sur la biodiversité. Muséum national d'Histoire naturelle, Service du Patrimoine naturel. Paris. 31 pp.
■ Thévenot J. 2014. Listes des vertébrés introduits en France métropolitaine utilisées dans l'action « hiérarchisation des espèces ». Étape 1. Service du Patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 22 pp.
■ Thévenot J. et Leblay E. 2014. Proposition d'organisation d'un réseau de surveillance du milieu naturel en France métropolitaine, version 1. Application à la thématique des espèces exotiques envahissantes (invasives) ayant un impact négatif sur la biodiversité. Contribution à la future stratégie nationale. Rapport MNHN/FCBN. Paris, 71 pp + annexes.

■ Thévenot J. 2014. Liste de référence des espèces de vertébrés introduits en France métropolitaine élaborée dans le cadre de la méthodologie de hiérarchisation des espèces invasives. Rapport d'étape n°1. Service du Patrimoine Naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 23 pp + annexes.
■ Thouvenot L., Haury J. et Thiébaut G. 2012. Responses of two invasive macrophyte species to salt. *Hydrobiologia,* 686 : 213–223.
■ Tillon L. et Lorvelec O. 2004. « Le Wallaby de Bennett, *Macropus rufogriseus* : installation confirmée en France. » *Arvicola* 16(2) : 39.
■ Toussaint B., Lambinon J., Dupont F., Verloove F., Petit D., Hendoux F., Mercier D., Housset P., Truant F. et Decocq G. 2007. Réflexions et définitions relatives aux statuts d'indigénat ou d'introduction des plantes ; application à la flore du nord-ouest de la France. *Acta Bot. Gallica*, 154(4) : 511-522.
■ Tu M. 2009. Assessing and Managing Invasive Species within Protected Areas. Protected Area Quick Guide Series. Editor, J. Ervin. Arlington, VA. The Nature Conservancy, 40 pp.
■ UICN. 2000. Lignes directrices de l'UICN pour la prévention de la perte de diversité biologique causée par les espèces exotiques envahissantes, proposées par l'ISSG et approuvées lors de la 51ème réunion du Conseil de Gland, Belgique, 25pp.
■ UICN. 2014. La Liste rouge de l'UICN des espèces menacées. Version 2014.3. (www.iucnredlist.org).
■ UICN France. 2014. Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.5 : les écosystèmes d'eaux douces continentales. Paris, France. In press.
■ Vander Zanden M. J., Hansen G. J. A., Higgins S. N., Kornis M. S. 2010. A pound of prevention, plus a pound of cure: Early detection and eradication of invasive species in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 36 : 199–205.
■ Vié J.C., Hilton-Taylor C. et Stuart S. N. 2008. Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of List of threatened species. Gland, Suisse : UICN. 180 pp.
■ Vigneux D. 1980. Enquête sur les écrevisses en France. Dépouillement et compte-rendu. Rapport du Conseil supérieur de la pêche, 156 pp.
■ Vilà M., Basnou C., Pyšek P., Josefsson M., Genovesi P. et Gollasch S. 2009. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. Frontiers in Ecology and the Environment, 8(3) : 135-144.
■ Villemant C., Haxaire J. et Streito J.-C. 2006. Premier bilan de l'invasion de *Vespa velutina* Lepeletier en France (*Hymenoptera, Vespidae*). Bulletin de la Société entomologique de France, 111 : 535-538.
■ Walltsen M. et Forsgren P.-O. 1989. The effects of increased water level on aquatic macrophytes. J. Aquat. *Plant Manage*., 27 : 32-37.
■ Watola G. et Allan J.R. 1999. « Management of a nuisance Anatidae species : the Canada gosse (*Branta canandensis*) in Yorkshire (United Kingdom) ». In : *Proceedings of the Anatidae 2000 Conference*. Strasbourg, 5-9 décembre 1999. 2pp.
■ Waitkins S. A., Wanyangu S. et Palmer M. 1985. The coypu as a rodent reservoir of leptospira infection in Great Britain. *The Journal of Hygiene,* 95(2) : 409 417.
■ Weber E. et Gut D. 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 12 (3) : 171-179.
■ Weber M. J. et Brown M.L. 2011. Relationships among invasive common carp, native fishes and physicochemical characteristics in upper Midwest (USA) lakes. *Ecology of Freshwater Fish,* 20 : 270–278.
■ Westphal M. I., Browne M., MacKinnon K. et Noble I. 2008. The link between international trade and the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions,* 10(4) : 391–398.
■ Williamson M.-H. et Fitter A. 1996. The character of the successful invaders. *Biological Conservation,* 78 : 163-170.
■ Wittenberg R. et Cock M.J.W. (eds.) 2001. Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii - 228 pp.

Remerciements

Nous remercions chaleureusement tous les contributeurs nous ayant permis de compléter, d'améliorer et d'illustrer le texte de ce premier volume de l'ouvrage *Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatique : connaissances pratiques et expériences de gestion* :

- Benjamin Bottner (Institut d'aménagement de la Vilaine)
- Bernard Breton (Fédération nationale de la pêche en France)
- Jean-Louis Chapuis (Muséum national d'Histoire naturelle)
- Marc Collas (Onema, direction interrégionale Nord-Est)
- Jean-Marc Cugnasse (Office national de la chasse et de la faune sauvage)
- Jean-Patrice Damien (Parc naturel régional de Brière)
- Pierre Ehret (Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt)
- François Léger (Office national de la chasse et de la faune sauvage)
- Hélène Gervais (Conservatoire d'espaces naturels de la région Centre)
- Anne-Laure Gourmand (Muséum national d'Histoire naturelle)
- David Happe (Dreal Auvergne)
- Jacques Haury (AgroCampus Ouest)
- Stéphanie Hudin (Fédération des conservatoires d'espaces naturels)
- Florian Kirchner (Comité français de l'UICN)
- Nadia Le Botlan (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie)
- Charles Lemarchand (Groupe mammalogique d'Auvergne)
- Isabelle Mandon-Dalger (Fédération des conservatoires botaniques)
- Roland Matrat (Dreal des Pays de la Loire)
- France Mercier (Conservatoire d'espaces naturels de Basse-Normandie)
- Hervé Nicolas (AgroCampus Rennes)
- Nicolas Pipet (Institution interdépartementale du bassin de la Sèvre niortaise)
- Jean-Philippe Reygrobellet (Syndicat mixte d'aménagement et de gestion équilibrée des Gardons)
- Nadège Kerkaert (Onema, direction du contrôle des usages et de l'action territoriale)
- Eric Tabacchi (Université de Toulouse)
- Jessica Thévenot (Muséum national d'Histoire naturelle, service du patrimoine naturel)
- Dorine Vial (Conservatoire d'espaces naturels de la région Centre)

Coordination

- Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)
- Emilie Mazaubert (Irstea)
- Alain Dutartre (expert indépendant, ex-Irstea)
- Nicolas Poulet (Onema, direction de l'action scientifique et technique)
- Yohann Soubeyran (Comité français de l'UICN)

Rédaction

- Emmanuelle Sarat (Comité français de l'UICN)
- Alain Dutartre (expert indépendant, ex-Irstea)
- Emilie Mazaubert (Irstea)

Édition

- Véronique Barre, (Onema, direction de l'action scientifique et technique)
veronique.barre@onema.fr

Création et mise en forme graphiques

- Béatrice Saurel (saurelb@free.fr)

Citation

- Sarat E., Mazaubert E., Dutartre A., Poulet N., Soubeyran Y., 2015. Les espèces exotiques envahissantes. Connaissances pratiques et expériences de gestion. Volume 1 - Connaissances pratiques. Onema. Collection *Comprendre pour agir.* 252 pages.

La collection ***Comprendre pour agir*** accueille des ouvrages issus de travaux de recherche et d'expertise mis à la disposition des enseignants, formateurs, étudiants, scientifiques, ingénieurs et des gestionnaires de l'eau et des milieux aquatiques.

1- Eléments d'hydromorphologie fluviale
(octobre 2010)

2- Eléments de connaissance pour la gestion du transport solide en rivière
(mai 2011)

3- Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels
(decembre 2011)

4- Evolutions observées dans les débits des rivières en France
(décembre 2012)

5- Restaurer l'hydromorphologie des cours d'eau et mieux maîtriser les nutriments : une voie commune ?
(décembre 2012)

6- Quels outils pour caractériser l'intrusion saline et l'impact potentiel du niveau marin sur les aquifères littoraux ?
(avril 2013)

7- Captages Grenelle : au-delà de la diversité, quels caractères structurants pour guider l'action ?
(septembre 2013)

8- Les évaluations économiques en appui à la gestion des milieux aquatiques
(octobre 2013)

9- Regards des sciences sociales sur la mise en œuvre des politiques publiques
(décembre 2013)

10- Comment développer un projet ambitieux de restauration d'un cours d'eau ? Retours d'expériences en Europe, un point de vue des sciences humaines et sociales
(fevrier 2014)

11- Evaluer le franchissement des obstacles par les poissons Principes et méthodes
(mai 2014)

12- La compétence " Gestion des milieux aquatiques et prévention des inondations " (Gemapi)
(sepembre 2014)

13- Les poissons d'eau douce à l'heure du changement climatique : état des lieux et pistes pour l'adaptation
(octobre 2014)

14 - Connaître les perceptions et les représentations : quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ?
(décembre 2014)

15- Quelle est l'efficacité d'élimination des micropolluants en station de traitement des eaux usées domestiques? Synthèse du projet de recherche ARMISTIQ
(décembre 2014)

16- Modèles hydro-économiques : quels apports pour la gestion des ressources en eau en France?
(mars 2015)

17- Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques : connaissances pratiques et expériences de gestion
Vol. 1 Connaissances pratiques
(mars 2015)

18- Les espèces exotiques envahissantes dans les milieux aquatiques : connaissances pratiques et expériences de gestion
Vol. 2 Expériences de gestion
(mars 2015)

Contact : veronique.barre@onema.fr
http://www.onema.fr/collection-comprendre-pour-agir

ISBN : 979-10-91047-40-1
Achevé d'imprimer en France par CFI en mars 2015.
Cet ouvrage a été réalisé avec des encres végétales sur du
papier PEFC 100% issu de forêts gérées
durablement et de sources contrôlées, chez un
imprimeur respectant toutes les normes environnementales.

AFAQ
ISO 14001
Version 2004

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) et les impacts qu'elles engendrent sont une préoccupation croissante pour les gestionnaires d'espaces naturels. C'est particulièrement vrai pour les milieux aquatiques, où un grand nombre d'acteurs se mobilise pour agir. En parallèle, des politiques publiques se développent au niveau national et européen.

Où en sont les connaissances sur les invasions biologiques ? Quel est l'état de la législation en vigueur et quelles préconisations formuler ? Sur le terrain, quelles sont les espèces faisant actuellement l'objet d'interventions de gestion ? Quelles sont les techniques utilisées, dans quel contexte et avec quels objectifs et résultats ?

Près de cent contributeurs se sont mobilisés pour rassembler des éléments nécessaires à une réflexion claire et une démarche argumentée d'aide à la mise en place d'actions de gestion pour et par les gestionnaires qui sont présentés en deux volumes dans la collection *Comprendre pour agir.*

Ce premier volume *Connaissances pratiques* constitue un état des lieux sur la gestion des espèces exotiques envahissantes en milieux aquatiques. Sans livrer de « recette miracle », des clés sont proposées, tentant d'intégrer les spécificités de chaque situation.

Le second volume *Expériences de gestion* illustre cet état des lieux à l'aide de plus de cinquante expériences de gestion menées en France métropolitaine et en Europe.

Emmanuelle Sarat, chargée de mission espèces exotiques envahissantes au Comité français de l'UICN, est la coordinatrice du groupe de travail « Invasions biologiques en milieux aquatiques » (GT IBMA), depuis 2014.

Emilie Mazaubert, ingénieure d'étude à Irstea de 2009 à 2013, a très largement participé aux activités du GT IBMA durant toute cette période, réalisé une part importante des rapports d'études et des actions de valorisation du groupe, tout en assurant sa coordination et son secrétariat.

Alain Dutartre, hydrobiologiste indépendant (ex-Irstea), a travaillé pendant près de quatre décennies sur les plantes aquatiques (indigènes et exotiques) et leur gestion. Membre fondateur du GT IBMA, il s'est attaché depuis à développer les réflexions et les activités du groupe en direction des gestionnaires pour contribuer à améliorer la gestion des espèces exotiques envahissantes.

Nicolas Poulet, chargé de mission à la Direction de l'action scientifique et technique de l'Onema, travaille à la mise en place de projets de recherche et de gestion sur les espèces aquatiques aussi bien invasives que patrimoniales et participe à la coordination du GT IBMA.

Yohann Soubeyran, chargé de mission espèces exotiques envahissantes au Comité français de l'UICN, pilote depuis 2005 une initiative spécifique sur les espèces exotiques envahissantes en outre-mer. Depuis 2014, il a rejoint l'équipe de coordination du GT IBMA.

www.gt-ibma.eu

www.onema.fr

www.uicn.fr

www.irstea.fr

Photos couverture © G. Koch (Agglomération du bocage bressuirais) - N. Poulet (Onema) - E. Mazaubert (Irstea) - L. Belier (PNR de Brière) - ISBN : 979-10-91047-40-1