



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. Dutarte, 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. Dutarte, 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 sports 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).

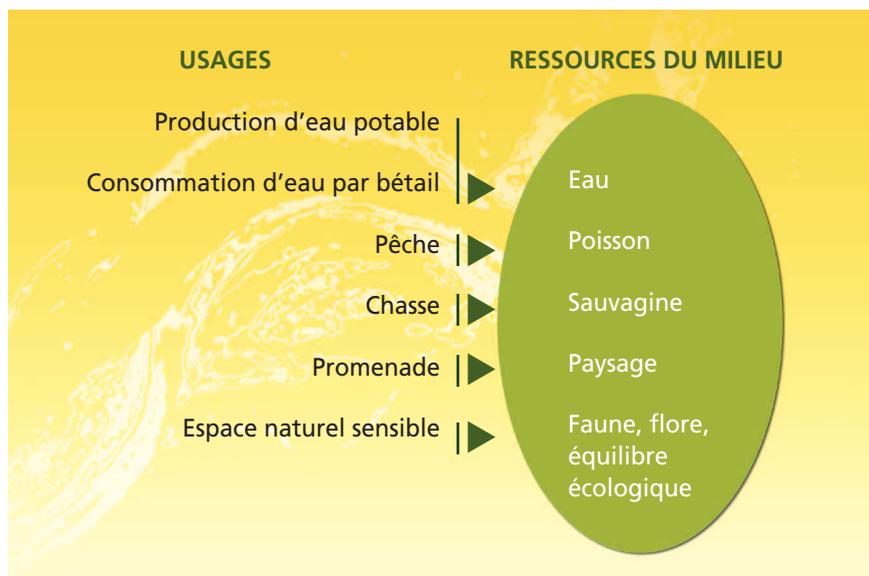
Les groupes d'utilisateurs souvent organisés en associations tentent fréquemment de maximiser l'importance de l'usage qui les réunit, éventuellement en négligeant les impacts de cet usage sur le milieu. Cette activité de lobbying s'appuie également de plus en plus régulièrement sur les impacts positifs 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 bénéfiques 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 Rasclé, 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



© IBSV

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 m³ 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 émergente 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 réglementairement (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.

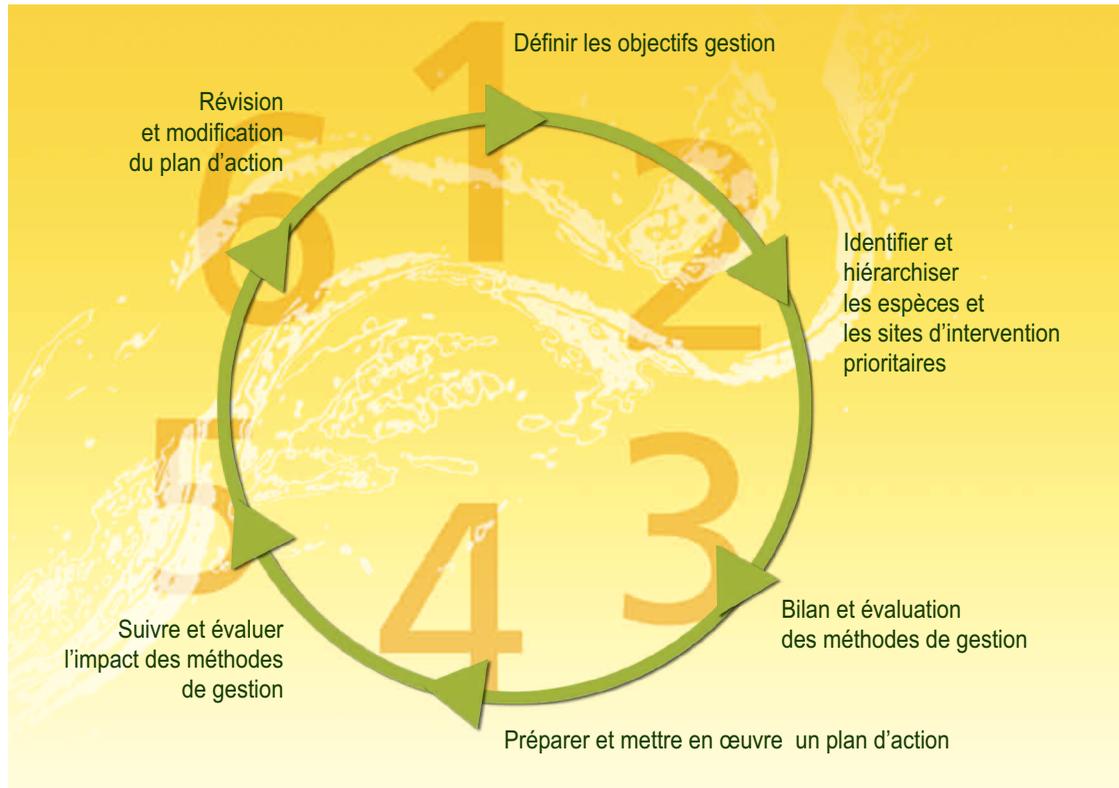
Mais, pour espérer déboucher sur des objectifs permettant la mise en place ultérieure de la gestion la plus adaptée à la situation, cette négociation devra de toute manière s'appuyer sur une description la plus complète du site, des dommages et nuisances recensés, et des usages développés et des relations 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 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 événements 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 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 paraît 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 influencer 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.

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.

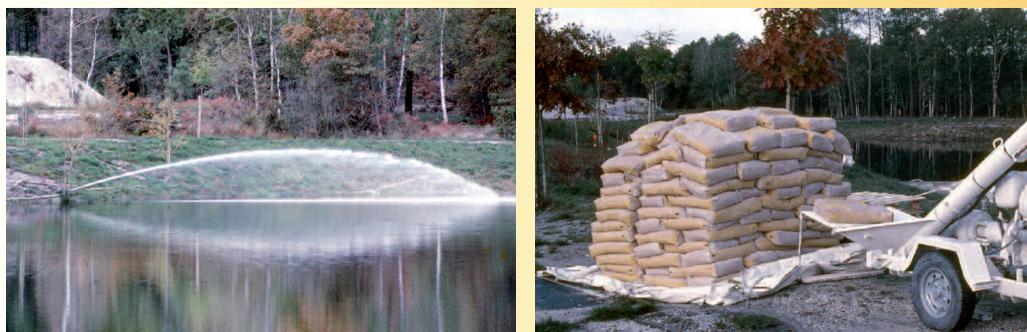
Au fil des années, d'autres produits de traitements des sédiments ont ensuite été utilisés. A priori non toxiques car « naturels », à base de carbonate de calcium (lithothamne ou craie à coccolithes) ou de divers silicates d'alumines hydratés (zéolithes, argiles kaoliniques), ils ont été largement proposés 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, Istea

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, diminutions qui 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 jussies 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



© CCEUR 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 immergées, 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).



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, créant 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 Tåmnaren 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 immergées 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, Istea

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 réglementairement. 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 régalaage 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 régalaage 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 régaland 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, Istea

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 régalaie : 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. Dutantre, 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, IBSN

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 Égéria, 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 entraîner 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 m³ de matières végétales ont entraîné 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 XX^e 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 « bain » 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 m³ 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 ajoutée » 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 complément 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, IBSN
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, Iristea

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 sédiments 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 l'eau et les 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, IBSN

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 amphibiés). 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 (Hauray *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, arrêté 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 aiguë, 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'époussette 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 bohémica*).

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 où la présence de Castor, de Loutre ou de Vison d'Europe est avérée. Il est donc peu utilisé en milieu aquatique.

Figure 83



Vison d'Amérique capturé dans une cage-piège.

© Anaïs Borrell

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 réglementation 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



© J.F. 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 réglementation).

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 ; Basílico *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 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 manière 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 astaciques 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	Réglementation 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 où 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 où 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 Lévêque, 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 XX^e 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 (*Eichhornia 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 Lévêque (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, Irtsea

La Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*).

Schuytema cite également une rouille (*Uredo eichhorniae*), 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 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.

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
<ul style="list-style-type: none"> ■ Mise en œuvre dans toutes les zones cibles (pas de difficultés d'accès aux zones reculées par exemple) <ul style="list-style-type: none"> ■ 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
<ul style="list-style-type: none"> ■ 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 <ul style="list-style-type: none"> ■ 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 aegagrus 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).

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 molitrix* 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 Schuytéma (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

Figure 95



Ctenopharyngodon idella.

© USGS

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).

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.

Figure 96



© A. Dutartre, Irstea

Dépôt de *Myriophyllum* 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 Poitevin¹⁰ 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 (UOM). 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_de_s_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 débroussaillage 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 journalièrement 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

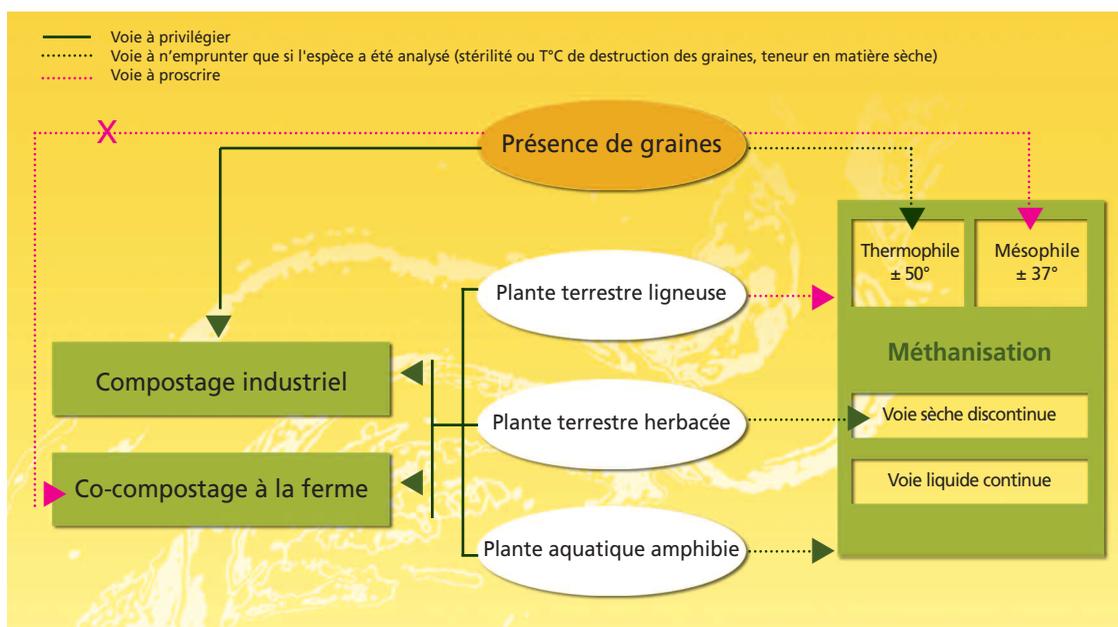
Les déchets ligneux ne sont pas recevables dans un digesteur car les bactéries qui s'y développent ne sont pas capables de les dégrader. Ainsi, on privilégiera d'y diriger des plantes aquatiques ou amphibies aux tissus peu ou non lignifiés. Pour la méthanisation par voie liquide, les matières présentes 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 normes¹¹, 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 invasives.

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 réglementation 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 (Hauray *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>).

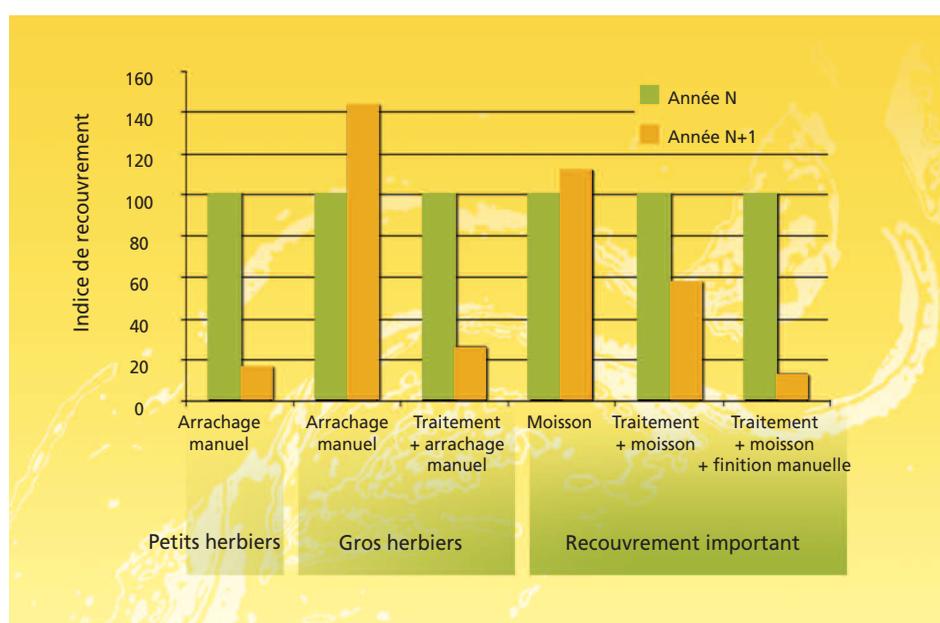
D'autres fiches plus spécifiques, concernant un territoire donné ou un type de plantes, peuvent aussi être proposées. C'est par exemple le cas d'une fiche récente, réalisée conjointement par le Conseil général, la Fédération de pêche de Vendée et l'IIBSN, consacrée à quelques plantes terrestres ou du bord des eaux comme les renouées, le baccharis et l'ambrosie. 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

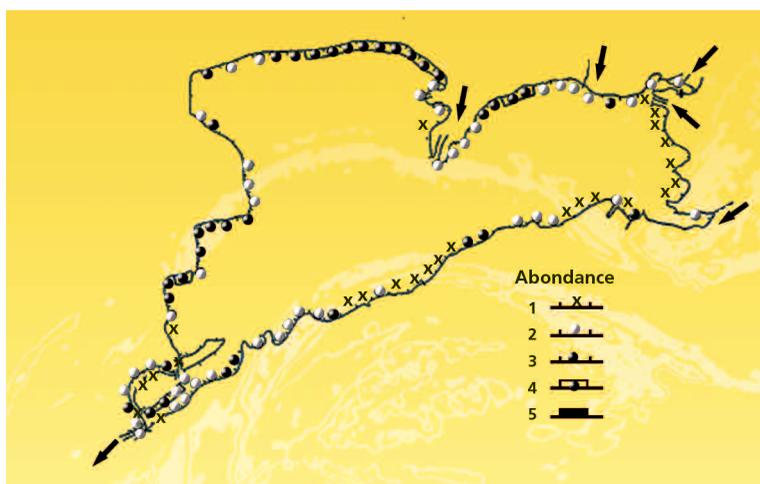


Évaluation de l'efficacité des mesures de gestion par calcul du recouvrement des jussies dans le Marais poitevin. D'après Pipet et Dutartre, 2014.

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

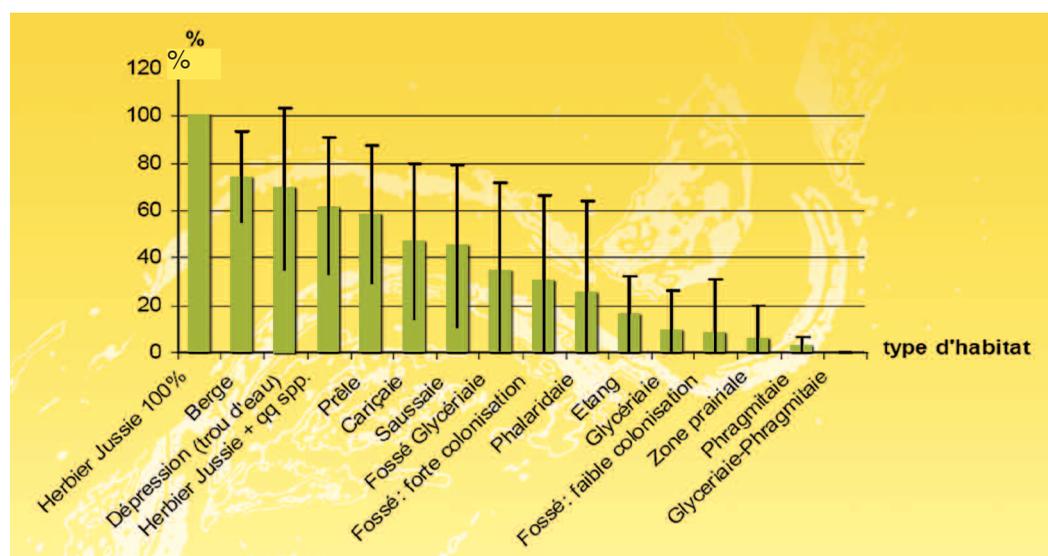
Cette pluralité de méthodes d'évaluation n'est pas une difficulté en soi car ce qui importe est la précision du protocole d'acquisition des informations et le fait que les observations ou mesures soient toujours faites de la même manière afin de permettre les comparaisons indispensables.

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 héliophytes (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 héliophytes.

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 glycériale 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 potamogets (*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 envahissantes et 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 réglementation 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.

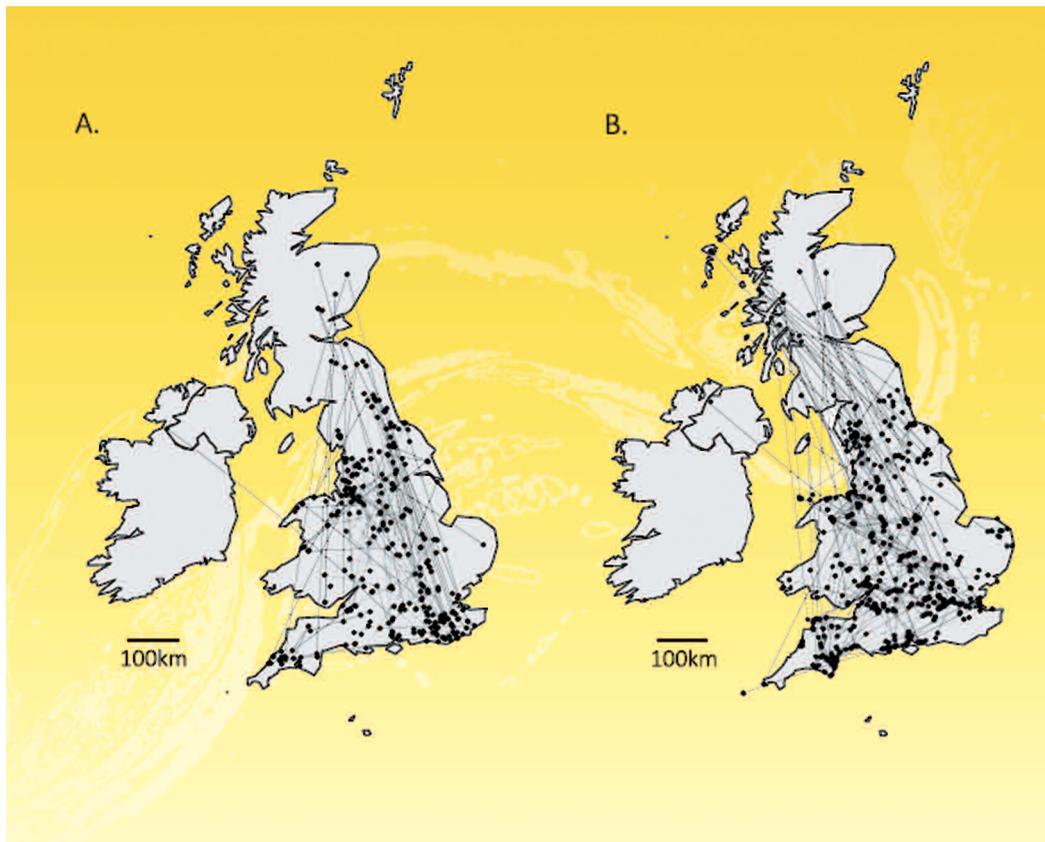
■ Enquête auprès des associations de pêche et de canoë-kayak d'Angleterre

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 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



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.

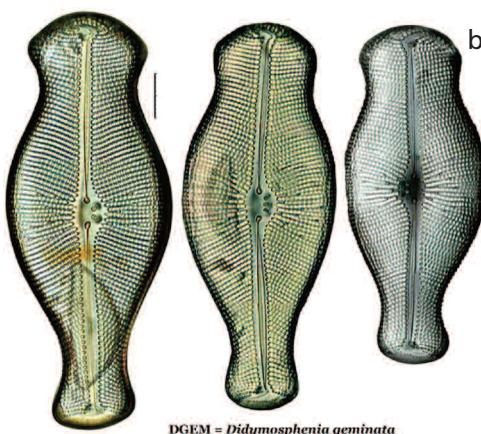
Cette prise de conscience de la responsabilité que nous pouvons avoir dans la dispersion d'espèces pouvant ensuite causer des difficultés peut déboucher sur des directives en termes de biosécurité qui peuvent évidemment être jugées comme des contraintes supplémentaires dans les utilisations des milieux 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. Originnaire 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, Istea
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, Istea

Herbiers dispersés d'Égérie dense sur la retenue de Pen-Mur (Morbihan).

Figure 106



© A. Dutartre, Istea

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 m³ à environ 2 300 euros pour des volumes ne dépassant pas 0,1 m³.

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 *Myriophyllum brasiliense* 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).