

L'analyse économique du contrôle des invasions biologiques : Une Revue de Littérature

Marjolaine Frésard¹

Cet article présente une revue de littérature de l'analyse économique du contrôle des invasions biologiques. Face à l'origine principalement anthropique du phénomène et aux dommages importants que les espèces invasives peuvent créer, de nombreuses analyses économiques se sont penchées sur la question des politiques de contrôle des invasions biologiques. Ce papier synthétise un nombre important d'études récentes afin d'analyser les conditions d'efficacité du contrôle.

contrôle des invasions biologiques - politique environnementale

The economic analysis of biological invasions control: a literature review

This paper presents a literature review on the economic analysis of biological invasions control. Invasive species are mainly human induced and could generate important damages, thus many economic analyses have focussed on biological invasions control policies. This paper summarizes a high number of recent studies to analyze conditions under which the control is efficiency.

biological invasions control - environmental policy

Classification JEL: Q20, Q57, Q58

1. Introduction

La Convention sur la Diversité Biologique définit les espèces exotiques envahissantes comme des espèces allochtones qui sont introduites, s'implantent et prolifèrent dans un écosystème², générant des dommages environnementaux et économiques en menaçant les écosystèmes, les habi-

1. Université de Brest, UEB, UMR AMURE, 12 rue du Kergoat, CS 93837, 29238 Brest Cedex 3, France. Email : marjolaine.fresard@univ-brest.fr

2. Une espèce exotique envahissante est donc une espèce non native de l'écosystème dans lequel elle s'est implantée et qui prolifère. Par commodité, nous employons indifféremment les termes d'espèces exotiques envahissantes, d'espèces invasives et d'invasions biologiques pour caractériser de telles espèces dans ce travail.

tats et les espèces natives³ (CDB, article 8h, [1992]). Les espèces exotiques envahissantes peuvent être terrestres ou aquatiques, animales ou végétales, ou être des maladies, animales ou végétales. Actuellement, les invasions biologiques sont considérées comme la 2nde cause de perte de biodiversité à l'échelle mondiale (Glowka *et al.* [1994]). Ces invasions sont à l'origine de dégâts non seulement à l'environnement, mais également aux activités économiques marchandes (par exemple à l'agriculture, avec l'introduction de ravageurs ou de nouvelles maladies, ou aux infrastructures, avec l'introduction de mollusques exotiques qui endommagent les canalisations d'eau et les barrages hydroélectriques et qui génèrent des coûts de contrôle considérables) et non marchandes (par exemple aux activités récréatives, avec l'introduction de plantes aquatiques qui modifient le milieu et limitent les possibilités de pêche et de navigation). La prolifération des maladies représente une menace majeure pour le bétail, la santé humaine, les activités récréatives et la conservation de la biodiversité (Cleaveland *et al.* [2001]). Face à ce phénomène, les pays signataires de la CDB se sont engagés à prévenir l'introduction, contrôler ou éradiquer les espèces exotiques envahissantes.

Les programmes de gestion des invasions biologiques peuvent concerner leur prévention⁴ (actions *ex ante*) ou leur contrôle⁵ (actions *ex post*). Face au risque que font courir aux sociétés les invasions biologiques, Shogren [2000] distingue quant à lui les stratégies d'« atténuation » et les stratégies d'« accommodation ». Les premières consistent à diminuer la probabilité d'apparition d'un mauvais état de la nature (par exemple à travers des mesures de quarantaine), alors que les secondes ont pour objet de limiter les conséquences économiques négatives d'une telle apparition (par exemple en changeant une culture pour diminuer la sévérité des effets d'une invasion biologique). Le modèle de Shogren montre qu'un risque d'invasion plus grand accroît le niveau d'« accommodation » à mettre en œuvre, mais à un effet ambivalent sur le niveau d'« atténuation » : cet effet peut être positif, selon le degré de complémentarité ou de substituabilité des deux stratégies. Si des analyses économiques ont été menées dans chacun des

3. Il arrive que les invasions biologiques entraînent à la fois des dommages et des bénéfices (Junqueira-Lopes *et al.* [1996]). Un exemple actuel est fourni par la prolifération de l'huître creuse japonaise *Crassostrea gigas* sur le littoral français de l'Atlantique et de la Manche (Le Roux et Boncoeur [2006]). La prolifération incontrôlée de ce mollusque, introduit volontairement au début des années 70 à des fins d'élevage, crée à la fois des effets négatifs (envahissement des parcs à huître et compétition trophique avec les huîtres d'élevage) et des effets positifs (nouvelles possibilités de captage pour les ostréiculteurs, nouvelles opportunités pour la pêche à pied).

4. L'objectif d'une politique de prévention des invasions biologiques est généralement de minimiser le dommage potentiel futur lié aux invasions biologiques en réduisant le risque d'introduction d'espèces invasives. On peut également tenter de prévenir l'implantation ou la prolifération des espèces invasives en prenant des mesures visant à améliorer la résilience des écosystèmes.

5. Lorsque l'invasion biologique est devenue effective, l'éradication de la population invasive est rarement réalisable (Pascal *et al.* [2006]). L'objectif d'une politique de contrôle consiste le plus souvent à réduire ou à stabiliser la taille de la population d'une espèce invasive, afin de limiter les dommages occasionnés. Les moyens utilisés peuvent être chimiques, biologiques, mécaniques ou manuels. Lichtenberg et Zilberman [1986] discutent de la modélisation des moyens de contrôle du dommage et de leur efficacité, et fournissent également des spécifications de fonction de production adaptées au problème du contrôle des nuisibles (qui peut s'apparenter à celui des espèces invasives générant des dommages).

domaines de la prévention⁶ et du contrôle, on trouve également des analyses comparant l'efficacité relative de ces politiques⁷. Dans ce travail, nous nous intéressons aux analyses consacrées au contrôle des invasions biologiques.

La théorie bioéconomique de l'exploitation des ressources naturelles renouvelables (Clark [1976] [1985]) fournit les bases de la modélisation des problèmes de contrôle des invasions biologiques. En effet, le contrôle optimal d'une espèce exotique proliférante est analogue à l'exploitation d'une espèce commerciale, à ceci près que l'exploitation d'une espèce invasive ne génère pas de bénéfices directs et que son stock engendre des dommages (Burnett *et al.* [2006]). Il s'agit donc d'un problème d'optimisation intertemporelle, qui peut en principe être résolu à l'aide de la programmation dynamique ou de la théorie de la commande optimale. Selon Olson [2006], le précurseur de la littérature économique sur le contrôle des invasions biologiques est Jaquette [1972], dont le modèle de contrôle en temps discret et en horizon fini permet d'étudier l'existence et la monotonie d'une politique optimale de contrôle. Peu après, Regev *et al.* [1976] incorporent des interactions biologiques dans un modèle de contrôle optimal de nuisibles végétaux. Mais c'est surtout à partir du milieu des années 90 que la littérature économique consacrée au contrôle des espèces exotiques envahissantes connaît une rapide expansion.

Cet article propose une revue de littérature de l'analyse économique du contrôle des invasions biologiques. Nous nous centrons sur la question du contrôle afin d'en délimiter les conditions d'efficacité. L'article s'articule autour de trois questions : quel est le niveau de contrôle de l'invasion biologique socialement efficace ? Quels sont les instruments de contrôle pertinents pour atteindre ce niveau ? Quelle est l'efficacité des programmes de contrôle existants ? Pour répondre à ces questions, nous étudions les travaux de modélisation théorique et appliquée, ainsi que les travaux empiriques d'analyse coût-avantage appliquée à un cas précis. Nous ciblons la littérature considérant le caractère dynamique du problème du contrôle des invasions biologiques, afin de bien capturer la nature du problème des espèces invasives, c'est-à-dire les processus invasifs. L'analyse de la littérature retenue couvre les différents types d'invasions biologiques : les espèces végétales, animales et les maladies. Tout au long de cette revue, nous centrons notre analyse sur les conditions d'efficacité du contrôle en mettant en avant les paramètres clés qui la conditionne. Cet article se compose de quatre parties. Tout d'abord, nous présentons les enjeux environnementaux et économiques du phénomène des invasions biologiques, afin de bien délimiter le problème considéré. Puis, nous nous concentrons sur la question du niveau de contrôle des invasions biologiques socialement efficace. Ensuite, nous examinons la question des instruments de contrôle pertinents. Finale-

6. Voir par exemple James et Anderson [1998] ; Thomas et Randall [2000] ; Horan *et al.* [2002] ; Mumford [2002] ; Costello et McAusland [2003] ; Barbier et Shogren [2004] ; McAusland et Costello [2004] ; Knowler et Barbier [2005] ; Horan et Lupi [2005a] [2005b] ; Margolis *et al.* [2005] ; Burnett [2006] ; Fernandez [2006] [2008] ; Jenkins et Mooney [2006].

7. Voir par exemple Leung *et al.* [2002] [2005] ; Acquaye *et al.* [2005] ; Finnoff *et al.* [2005a] [2005b] [2007] ; Olson et Roy [2005] ; Perrings [2005a] ; Burnett *et al.* [2006] ; Kim *et al.* [2006] ; Lichtenberg et Lynch [2006] ; Moffitt et Osteen [2006] ; Mehta *et al.* [2007].

ment, nous étudions la question de l'efficacité de programmes de contrôle existants.

2. Le phénomène des invasions biologiques et ses enjeux

Cette section traite des différents aspects du problème économique posé par les espèces exotiques envahissantes. Tout d'abord, nous présentons l'enjeu actuel des invasions biologiques en termes de biodiversité, afin de délimiter le phénomène environnemental considéré. Puis, nous étudions la dimension économique de ce phénomène à travers ses causes et ses conséquences. Ensuite, nous discutons de la similitude et des différences entre les invasions biologiques et les pollutions, afin de statuer sur la manière dont l'économiste peut aborder ce phénomène. Finalement, nous montrons que la gestion des invasions biologiques présente les caractéristiques d'un bien public, afin d'en cerner les implications en termes de régulation.

2.1 Les invasions biologiques aujourd'hui, un enjeu majeur en termes de biodiversité

S'il n'est pas nouveau (Pascal *et al.* [2006]), le phénomène des invasions biologiques s'est accéléré à l'échelle planétaire dans la seconde moitié du XX^e siècle (Williamson [1996]; Mack *et al.* [2000]; Mooney et Cleland [2001])⁸. Il est aujourd'hui reconnu comme une composante importante du changement global et il est considéré comme une des principales causes de perte de biodiversité à l'échelle mondiale (Glowka *et al.* [1994]; Lövei [1997]; Wilcove *et al.* [1998]). Aujourd'hui, de nombreuses institutions internationales⁹ se préoccupent de cette question, qui est abordée de façon directe ou indirecte par plusieurs conventions internationales¹⁰.

Bien qu'elles puissent résulter de phénomènes de dispersion naturelle, les invasions biologiques sont majoritairement liées aux activités humaines (Vitousek *et al.* [1997a]). Les espèces exotiques sont introduites dans un

8. La base de données du programme global sur les espèces invasives (GISP Database), dont l'ONU est partenaire institutionnel, fournit un répertoire des espèces invasives à l'échelle mondiale.

9. En premier lieu les Nations Unies, à travers le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) et le Programme Global sur les Espèces Invasives (GISP). Citons également la Banque Mondiale, l'OMC, l'OCDE, l'OMI (Organisation Maritime Internationale) et le CIEM (Conseil International pour l'Exploitation de la Mer).

10. Outre la CDB précitée, on peut mentionner la Convention de Ramsar [1971], la Convention CITES [1975], la Convention de Berne [1979], la Convention de Bonn [1979], la Convention Danube [1994], la Convention de Barcelone [1995] et la Convention Rhin [2000].

pays donné par différents vecteurs liés aux mouvements internationaux des biens et des personnes, de manière directe ou indirecte (Carlton [1987] ; Carlton et Geller [1993] ; Ruiz *et al.* [1997]). De manière directe, ou intentionnelle, l'utilisation d'espèces exotiques dans les activités économiques (comme la pêche commerciale et récréative, l'aquaculture, l'aquariophilie et l'horticulture) est une source importante d'introduction d'espèces qui prolifèrent ensuite de manière incontrôlée dans le milieu naturel. En ce qui concerne les introductions indirectes, ou non intentionnelles, le transport maritime semble être un vecteur particulièrement important : par le biais des eaux de ballast ou par la fixation d'organismes sur la coque des navires (« salissures »), le transport maritime véhicule involontairement un nombre considérable d'espèces exotiques dans tous les océans du globe¹¹. Cette activité accélère ainsi la dispersion des espèces potentiellement invasives et contribue à réduire la biodiversité à l'échelle mondiale, en banalisant les écosystèmes (Diamond [1989] ; Vitousek *et al.* [1997b] ; Hulme [2003]). Les transports aériens et routiers sont également des vecteurs indirects d'introduction d'espèces invasives. Il arrive fréquemment que les espèces invasives soient introduites par plusieurs vecteurs, de façon répétée.

Toute introduction d'espèce exotique ne donne pas lieu à invasion. On observe en effet trois phases dans le succès d'une invasion biologique : l'introduction, l'implantation et la prolifération de l'espèce exotique dans son nouvel environnement (Williamson [1996]). À chaque étape, le processus peut être mis en échec (Williamson et Fitter [1996]). En réalité, de nombreux facteurs relatifs à l'espèce introduite, au milieu d'accueil et aux circonstances de l'introduction déterminent dans chaque cas le potentiel invasif d'une espèce introduite (Boudouresque [2005]). Ainsi, les écosystèmes sont naturellement plus ou moins sensibles aux invasions biologiques : les écosystèmes insulaires, les lacs, les rivières, les espaces marins côtiers sont plus vénérables que les déserts, les forêts tropicales, les régions boisées, les écosystèmes arctiques et les écosystèmes pélagiques (Heywood [1995] ; Cox [1999]). De plus, la fragmentation des habitats, leur conversion et les perturbations liées à l'agriculture sont soupçonnées d'accroître la vulnérabilité aux invasions biologiques (Williamson [1996] [1999]). Par ailleurs, la probabilité d'implantation d'une espèce allochtone introduite intentionnellement est supérieure à celle d'une espèce introduite de façon non intentionnelle. Cette différence résulte du comportement des agents qui introduisent volontairement des espèces sélectionnées pour leur capacité à survivre dans leur nouvel environnement (Smith *et al.* [1999]). Un autre élément de différence entre les probabilités d'implantation tient au caractère plus ou moins répétitif des introductions (Enserink [1999]).

11. Face à ce problème, l'Organisation Maritime Internationale a adopté en 2004 une convention visant à réduire les transferts d'organismes aquatiques potentiellement dommageables (*International Convention for the Control and Management of Ships Ballast Water and Sediments*).

2.2. La dimension économique du problème

Par leurs causes comme par leurs conséquences, les invasions biologiques sont aujourd'hui un problème économique important (Perrings *et al.* [2002]) : les causes du phénomène relèvent majoritairement du développement contemporain des activités économiques et ses conséquences négatives peuvent avoir une ampleur significative en termes de perte de bien-être.

Deux facteurs économiques sont généralement mis en avant pour expliquer l'accélération du rythme des invasions biologiques à l'échelle mondiale : l'essor des échanges internationaux et les perturbations infligées aux écosystèmes par les activités productives. Le premier facteur est souligné par divers travaux (Carlton [1989] ; Krcmar-Nozic *et al.* [2000] ; Ruiz et Carlton [2003]), et parfois mis à contribution pour anticiper l'évolution du flux d'invasions biologiques dans certains pays (Levine et d'Antonio [2003], pour les États-Unis). Cependant, une étude menée sur 26 pays d'Afrique, d'Europe, d'Amérique du Nord, d'Amérique du Sud et d'Océanie suggère que les perturbations anthropiques des écosystèmes d'accueil pourraient jouer un rôle encore plus important que les échanges internationaux dans l'explication de la vulnérabilité des pays aux invasions biologiques (Dalmazzone [2000]).

Les invasions biologiques ont, par ailleurs, des conséquences économiques importantes. Elles entraînent en effet une dégradation des services écologiques rendus par les écosystèmes, imposant par ce biais des coûts aux sociétés qui y sont confrontées. Ce phénomène se produit à l'échelle mondiale, mais il semble particulièrement toucher les pays pauvres (Perrings [2005b]), chez lesquels les invasions biologiques sont susceptibles de peser significativement sur le processus de développement et la subsistance même des populations (cf. par exemple, pour le cas des grands lacs africains, Kasulo [2000] ; PNUE [2006]).

De nombreuses études ont été menées en vue de quantifier l'impact économique des invasions biologiques à diverses échelles¹² (voir notamment Born *et al.* [2005] ; Prestemon *et al.* [2006] ; Holmes *et al.* [2006] ; Olson [2006] ; Lovell *et al.* [2006]). Au plan macroéconomique, peu d'évaluations sont disponibles (pour les États-Unis, cf. OTA [1993] ; Pimentel *et al.* [2000] ; Pimentel *et al.* [2005] ; pour l'Allemagne, cf. Reinhardt *et al.* [2003]). L'exercice est en effet compliqué par des problèmes d'agrégation, compte tenu de la diversité des champs couverts et des méthodologies mises en œuvre

12. Par exemple, à l'échelle d'un écosystème, Knowler et Barbier [2000] et Knowler [2005] s'intéressent au cas d'une espèce aquatique invasive qui est un prédateur pour les larves d'une espèce commercialement exploitée. Ils utilisent un modèle bioéconomique d'une pêcherie gérée de façon optimale (Conrad [1995]), qu'ils appliquent au cas de l'invasion d'une pêcherie commerciale d'anchois en Mer Noire par une méduse (*Mnemiopsis leidyi*), dans un environnement perturbé par des apports en nutriments des bassins versants. Ils définissent le coût social de l'invasion comme la différence entre le profit optimal d'équilibre de la situation *ex-ante* (sans invasion) et *ex-post* (avec invasion). L'impact économique de l'invasion sur la pêcherie d'anchois est évalué à 16,79 millions de dollars américains par an.

dans chaque cas. Pour les États-Unis, Pimentel *et al.* [2000] estiment à 147 milliards de dollars par an la somme des dommages et des coûts de contrôle associés aux espèces invasives (montant révisé à 128 milliards de dollars par Pimentel *et al.* [2005]). Cette estimation suggère que, même dans les pays développés, le coût social des espèces invasives n'est pas négligeable à l'échelle macroéconomique (l'estimation révisée de Pimentel *et al.* [2005] correspond approximativement à 1 % du PIB des États-Unis en 2005).

2.3. Invasions biologiques et pollution : similitude et différences

La littérature sur les invasions biologiques fait ressortir l'origine généralement anthropique du phénomène. Par les effets externes négatifs qu'elles engendrent, les invasions biologiques provoquées par des activités humaines s'apparentent clairement à des pollutions¹³. Par ailleurs, ces deux phénomènes impliquent des coûts pour réduire la taille de leurs stocks et sont liés et véhiculés par des processus naturels et des activités humaines (Eiswerth et Johnson [2002]). Néanmoins, le problème des invasions biologiques diffère du problème classique des pollutions de plusieurs manières.

En premier lieu, le lien entre l'introduction (fortuite ou non) d'une espèce exotique et les dommages provoqués par une invasion biologique subséquente n'a pas toujours le caractère de l'évidence. Comme on l'a vu, le processus reliant ces deux événements est caractérisé par de très fortes incertitudes : lorsqu'une activité humaine provoque l'introduction d'une espèce exotique, dans bien des cas rien ne permet de savoir si cette espèce va survivre, s'implanter, proliférer et générer des effets externes négatifs (Horan *et al.* [2002] ; Perrings [2005a]).

En second lieu, il convient de prendre en compte la dimension temporelle du processus invasif : les introductions d'espèces exotiques sont des phénomènes ponctuels (même s'ils peuvent être répétés) dont les effets se font parfois ressentir après un délai important. C'est notamment le cas lorsqu'une espèce exotique s'adapte à son nouvel environnement, mais ne se met à proliférer que lorsqu'une niche écologique se libère pour des raisons indépendantes de son introduction. Sur un plan pratique, l'éloignement dans le temps de la source d'introduction peut rendre sans objet toute recherche des émetteurs, qui n'existent peut-être même plus.

Enfin, les invasions biologiques se caractérisent par le fait que, même si l'introduction de l'espèce invasive est ponctuelle (voire, dans certains cas, unique), ses conséquences sont auto-perpétuantes. L'espèce invasive, une fois qu'elle a réussi à s'implanter, se développe dans son nouvel écosystème

13. Selon Bonnieux et Desaignes [1998], la notion de pollution satisfait deux conditions : l'existence d'un effet sur l'environnement observable qui peut être de nature physique, biologique, chimique ou sonore, ainsi que l'existence d'une réaction humaine observable traduisant un dégoût, un désagrément entraînant une perte de bien être et donc une désutilité. Ils définissent la pollution comme une externalité négative d'un type particulier, impliquant les relations entre la sphère économique et l'environnement.

en fonction de sa dynamique propre et des conditions d'accueil qu'elle rencontre, et les conséquences qui en découlent s'auto-amplifient même si la source du phénomène s'est, entre temps, complètement tarie (Perrings *et al.* [2000]). Ainsi, le contrôle des invasions biologiques implique d'analyser les processus biologiques en jeu, comme la croissance et la compétition interspécifique, contrairement à celui des pollutions (Eiswerth et Johnson [2002]).

Pour ces différentes raisons, l'économiste peut difficilement considérer les invasions biologiques provoquées par les activités humaines comme un simple sous-ensemble de la catégorie plus générale des pollutions. Dans certaines circonstances – en particulier lorsque le décalage temporel entre introduction et dommages causés par la prolifération est important – il semble plus judicieux d'apparenter ces phénomènes à des catastrophes naturelles (nonobstant leur origine anthropique).

2.4. La gestion des invasions biologiques, un bien public

La caractérisation économique des invasions biologiques a des implications pour leur gestion. Les invasions biologiques génèrent des dommages, et il importe de déterminer des programmes d'action efficaces en vue (selon le cas) de prévenir ou de limiter ces dommages¹⁴.

La gestion des invasions biologiques revêt le caractère d'un bien public (Perrings *et al.* [2002]). Un tel bien se définit classiquement par l'indivisibilité de sa consommation et la non-exclusion d'usage (Samuelson [1954]). Le mécanisme du marché est inefficace pour la fourniture de biens publics. La fourniture des biens publics requiert donc la mise en place de modes de financements collectifs, exhaustifs ou partiels (selon le degré de « pureté » du bien). La détermination de ces financements suppose que l'on définisse l'ensemble des personnes impactées par la fourniture du bien public (de façon plus ou moins individualisable, selon le degré de « pureté » du bien). Cette question a, notamment, une dimension spatiale : les biens publics peuvent avoir un caractère local, national ou international. Dans ce dernier cas, la défaillance des marchés se double d'une défaillance des États qui, pris individuellement, ont un intérêt à adopter un comportement de passager clandestin. Gabas et Hugon [2001] proposent une typologie des biens publics internationaux, dans laquelle on trouve la catégorie des biens « dépendant du maillon le plus faible »¹⁵, définis par le fait que leur production est menacée par les défaillances des pays les moins efficaces. La gestion de nombreuses invasions biologiques semble bien entrer dans cette catégorie (Perrings *et al.* [2002]). En effet, même si les invasions biologiques sont localisées dans l'espace, certaines espèces ont un potentiel d'invasion élevé dans des environnements très variables, de sorte que les contrôles

14. Nous désignons ces programmes sous l'appellation générique de « gestion des invasions biologiques ».

15. Initialement, ce type de bien a été introduit par Hirschleifer [1983].

insuffisants exercés par certains pays sur leur propre territoire font courir un risque à leurs voisins et partenaires commerciaux (Burnett [2006] ; Fernandez [2006]). Il apparaît donc que la nature de la gestion des invasions biologiques (en tant que bien public dépend du maillon le plus faible) peut impliquer le recours à des politiques publiques coordonnées entre États.

Dans la mesure où la gestion des invasions biologiques constitue un bien public, les méthodes classiques d'évaluation des projets publics peuvent être utilisées pour évaluer l'efficacité des programmes dans ce domaine, au même titre que celle des politiques menées dans d'autres domaines de la gestion environnementale (Hanley et Spash [1993] ; Faucheux et Noël [1995] ; Bontems et Rotillon [2003]).

Il ressort de cette première section que l'accélération récente du rythme des invasions biologique à l'échelle mondiale s'explique principalement par l'essor du commerce international et les perturbations anthropiques des écosystèmes. Les impacts négatifs des invasions biologiques sur la biodiversité et les services écologiques fournis par les écosystèmes provoquent des dommages économiques importants. Ainsi, les invasions biologiques sont aujourd'hui un enjeu majeur en termes de biodiversité et de bien-être. En outre, les effets externes négatifs qu'elles engendrent les apparentent à des pollutions, mais la présence de fortes incertitudes, le décalage temporel entre l'introduction et la prolifération, et le caractère autoperpétuant du phénomène le différencient du problème classique des pollutions. Face à leurs conséquences économiques importantes, des programmes d'action de prévention ou de contrôle peuvent être mis en place. La gestion des invasions biologiques présente les caractéristiques d'un bien public et, comme telle, relève des méthodes classiques d'évaluation des politiques publiques.

3. Le niveau de contrôle de l'invasion socialement efficace

Cette section traite de la question du niveau de contrôle de l'invasion biologique socialement efficace, compris comme le niveau d'équilibre de la population invasive permis par l'action de la politique de contrôle. Tout d'abord, nous présentons les modèles théoriques généraux de la littérature économique, afin de délimiter les conditions d'efficacité du contrôle, c'est-à-dire le niveau souhaitable de l'effort de contrôle et les paramètres clés susceptibles de l'influencer. Puis, nous étudions l'influence de la prise en compte d'autres perturbations environnementales sur l'efficacité du contrôle. Ensuite, nous exposons l'impact du statut de l'espèce invasive considérée sur le niveau efficace du contrôle. Finalement, nous montrons que la prise en compte du comportement des agents peut influencer les possibilités et le niveau du contrôle.

3.1. Les modèles théoriques généraux

Perrings [2002] propose un modèle de contrôle optimal d'une espèce invasive aquatique¹⁶, qui prend en considération les phases d'« implantation », de « prolifération » et d'« extraction » de l'espèce, et identifie les facteurs déterminant si le système va connaître un changement de phase. Son modèle s'inspire du modèle épidémiologique de Kermack et McKendrick [1927], dont il s'écarte par la définition des variables d'état (la part de l'espace occupé par les espèces invasive et natives, au lieu de la population ou de la biomasse). Le dommage créé par l'invasion renvoie à la perte d'un flux de biens et services procurés par des espèces natives, dont l'espace devient occupé par l'espèce invasive. Le contrôle de l'invasion consiste à « nettoyer » une zone, grâce à un certain niveau d'effort. L'espèce invasive va proliférer à partir d'un seuil d'espace où elle s'est implantée, qui dépend du rapport entre le taux de contrôle et le taux d'invasion. Le problème du planificateur social est donc de maximiser, sur un horizon infini, les revenus procurés par les espèces natives diminués des coûts de contrôle actualisés, qui dépendent de la part de l'espace où l'invasion est établie et des coûts du contrôle. Ce modèle montre que les caractéristiques dynamiques du problème du contrôle (c'est-à-dire le niveau du contrôle optimal qui influence l'implantation et la prolifération de l'espèce invasive) sont déterminées non seulement par la dynamique de l'invasion mais également par les coûts et les bénéfices relatifs des espèces natives et invasive. Ainsi, le niveau du contrôle est négativement influencé par celui des coûts de contrôle et il est relié positivement aux niveaux des bénéfices procurés par les espèces natives et aux dommages posés par l'invasion. Néanmoins, lorsque le niveau du taux d'actualisation est inférieur à celui du taux d'invasion effectif (défini comme le produit du taux d'invasion et de la différence d'espace occupé par les espèces natives et invasive à l'équilibre) les relations susmentionnées s'inversent. Le modèle de Perrings [2002] débouche sur deux équilibres possibles : l'éradication de l'espèce invasive et la coexistence des espèces, permis par un effort de contrôle de l'invasion positif. Seul le second équilibre stationnaire est stable et sa position exacte dépend du niveau du contrôle mis en place : plus le taux de contrôle est élevé et moins la part de l'espace occupé par l'espèce invasive est élevée à l'équilibre. Néanmoins, le modèle peut déboucher sur un cas extrême où le taux de contrôle est nul et l'invasion devient totale. Ce cas correspond à une situation où l'invasion ne crée pas de dommages ou alors où le coût du contrôle est prohibitif. Cela peut renvoyer à la nature de bien public du contrôle des invasions ou à la non prise en compte des coûts externes relatifs à l'invasion. Dans le cas des écosystèmes aquatiques, difficilement observables, ce modèle permet de montrer qu'il est possible de stabiliser le système dans un état envahi.

Eiswerth et van Kooten [2002] développent un modèle de contrôle optimal d'une espèce invasive végétale qui nuit à l'agriculture. Ils utilisent la programmation stochastique dynamique pour analyser le contrôle de la centau-

16. La nature végétale ou animale de l'espèce n'est pas précisée.

rée du solstice (*Centaurea solstitialis*) en Californie. Cette espèce invasive impacte négativement l'agriculture à travers une baisse du rendement à l'hectare des terres, avec trois types d'activités agricoles impactées. Les auteurs considèrent cinq options de contrôle de l'invasion, correspondant au *laisser-faire* et à quatre technologies différentes mises en œuvre (avec une efficacité croissante). Le dommage marginal de la centaurée à la production agricole est supposé croissant, ainsi que les coûts de contrôle en fonction des stratégies retenues. Le niveau de l'invasion d'une année dépend de celui de l'année précédente et du contrôle mis en œuvre. Plusieurs stades d'invasion possibles, correspondant aux perceptions des experts de cette invasion, sont pris en compte : faible, moyen, élevé, très élevé. L'enquête menée auprès des experts sert à évaluer la croissance de l'espèce invasive, l'impact de scénarios de gestion sur le passage d'un stade d'invasion à un autre et les pertes potentielles pour l'agriculture liées à l'invasion. Le modèle développé permet de déterminer la stratégie optimale de long terme et les résultats économiques associés. Les auteurs montrent que plus les activités agricoles impactées ont un rendement à l'hectare élevé et plus le niveau de contrôle optimal de l'invasion est important. Néanmoins, les résultats montrent que la stratégie d'éradication n'est pas souhaitable, puisqu'elle génère une perte nette.

Eiswerth et Johnson [2002] présentent un modèle dynamique de contrôle optimal de la gestion d'une invasion biologique terrestre¹⁷, dans lequel la dynamique de population de l'espèce invasive suit une loi logistique et le régulateur a pour objectif de minimiser la somme des dommages provoqués par l'espèce invasive et des coûts de contrôle de cette dernière sur un horizon infini. Les dommages concernent les impacts négatifs de l'invasion sur un ou plusieurs flux de services procurés par l'écosystème, ces dommages étant croissants avec la taille du stock invasif. Le stock de l'espèce exotique envahissante est mesuré en unités d'hectares de terres envahies (mais pourrait être mesuré en densité ou en biomasse dans ce modèle). Les coûts de contrôle renvoient à la technologie utilisée et aux mesures de restauration de l'écosystème adoptées. Les auteurs mettent en évidence l'impact de changements de la valeur des paramètres sur la situation optimale de long terme. Ils montrent ainsi que le niveau optimal d'effort de contrôle de l'invasion est sensible aux facteurs écologiques et humains : le taux de croissance intrinsèque de l'espèce invasive, la capacité de charge de l'écosystème, l'efficacité de la technologie utilisée pour le contrôle et la forme de la fonction de dynamique de population de l'espèce invasive. Leur modèle est illustré numériquement par le cas d'une plante invasive dans des terres arides aux États-Unis. Les auteurs montrent qu'un taux de croissance intrinsèque plus élevé de l'espèce invasive et/ou une capacité de charge de l'écosystème (exprimée en % de l'aire totale sous contrôle) plus grande induisent un niveau d'effort de contrôle plus important à l'équilibre de long terme. L'efficacité de la technologie de contrôle de l'invasion joue en sens inverse sur le niveau de contrôle de long terme. Ces éléments étant spécifiques à chaque site et espèce, les auteurs soulignent la nécessité de renforcer la collaboration entre les différents scientifiques étudiant une même

17. Le type d'espèce n'est pas précisé.

invasion, afin d'estimer le plus finement possible les solutions optimales. Par ailleurs, les auteurs montrent que la trajectoire optimale induit un niveau d'effort de contrôle maximum au départ, qui décroît ensuite jusqu'à ce que l'équilibre de long terme soit atteint. Néanmoins, leur modèle montre que si le stock de l'espèce invasive est trop élevé quand on commence à s'intéresser à ce problème, il peut ne pas être économiquement possible de contrôler l'invasion.

A la suite d'Eiswerth et Johnson [2002], Ropars-Collet *et al.* [2005] étudient la stratégie optimale de contrôle d'une plante aquatique invasive (*Ludwigia spp.*) en France, en considérant une hypothèse alternative concernant la fonction de coût d'enlèvement. Cette hypothèse prend en compte une externalité de stock, qui modifie la forme de la fonction de coût de contrôle et qui aboutit à une solution optimale différente de l'éradication. En présence d'externalité de stock, la stratégie de contrôle optimale consiste à stabiliser la population invasive à un niveau positif par la destruction régulière d'une partie de la biomasse.

Utilisant un cadre d'analyse basé sur la théorie des options réelles (Dixit et Pindyck [1994]), Saphores et Shogren [2005] examinent deux problèmes associés à la gestion des invasions biologiques en présence de risque : le moment optimal pour investir dans une action de contrôle et le niveau de dépenses optimales pour l'obtention des données bioéconomiques pertinentes. Ils cherchent à mettre en évidence l'importance relative de la prise en compte du risque et de l'irréversibilité lors de la construction de règles simples de gestion des espèces invasives. Dans un premier modèle, cherchant à déterminer le moment optimal pour contrôler l'invasion, l'objectif du décideur est de minimiser la somme des dommages¹⁸ et des coûts de contrôle de l'invasion. Les auteurs montrent que si une solution existe, il faut contrôler la densité de l'espèce allochtone dès qu'elle atteint un seuil x^* (si sa densité actuelle du stock invasif est inférieure à x^* il faut attendre avant d'agir, si sa densité a atteint ou dépassé x^* il faut agir immédiatement). Ils montrent qu'en pratique il peut exister un délai temporel entre la première détection d'une espèce invasive et le moment où le contrôle est considéré (car les paramètres bioéconomiques de l'espèce invasive ne sont pas immédiatement connus), sans forcément être appliqué si sa densité reste en dessous du seuil x^* . Les auteurs développent donc un second modèle pour répondre à la question de l'obtention des données nécessaires à la mise en place du contrôle. Ce second modèle examine l'effort optimal dédié à l'obtention de données bioéconomiques concernant les coûts des dommages et la biologie d'une nouvelle espèce invasive. Le temps moyen d'obtention des paramètres bioéconomiques pertinents est une variable aléatoire dont la durée moyenne peut être réduite par des investissements financiers supplémentaires. Les auteurs montrent qu'une plus grande méconnaissance des paramètres bioéconomiques devrait induire des efforts plus importants pour l'obtention des données. Par ailleurs, ils soulignent l'importance de considérer le risque dans l'évolution des populations inva-

18. La nature des dommages n'est pas précisée.

sives et dans la durée des investigations bioéconomiques, ainsi que l'irréversibilité des dommages occasionnés.

Dans le modèle proposé par Burnett *et al.* [2006], le régulateur minimise la somme des dommages et des coûts de contrôle sur un horizon infini, sous la contrainte que la population invasive tende vers un état d'équilibre qu'il a déterminé a priori. Les auteurs s'intéressent au cas d'un arbre (*Miconia calvescens*) déjà invasif à Hawaï. Cet arbre menace la biodiversité endémique de l'île et les services écologiques, et sa dynamique est modélisée par une fonction de croissance logistique standard. Le contrôle comporte une phase d'identification et une autre de traitement. Les auteurs montrent que le contrôle optimal dépend de la taille de la population initiale relativement à l'état d'équilibre à atteindre. Si le stock de l'espèce correspond actuellement à l'état d'équilibre que le régulateur a sélectionné, le contrôle optimal requiert le maintien de la population, générant ainsi un flux infini de coûts et de dommages. Si la population est actuellement au-dessus de ce niveau d'équilibre, il faut utiliser plus de ressources pour rabattre le stock invasif vers son niveau d'équilibre désiré, puis le maintenir. Si la population invasive se situe en dessous de ce niveau d'équilibre, il faut la laisser croître et supporter les dommages induits jusqu'à ce qu'elle atteigne ce niveau d'équilibre, à partir duquel il est nécessaire de maintenir la population. Les auteurs considèrent trois types d'états d'équilibre de contrôle possibles : l'éradication, l'accommodation sans prélèvement (qui a pour objet de limiter les conséquences économiques négatives de l'invasion) et la stabilisation de l'invasion à un certain niveau par l'application d'un effort de contrôle constant. L'application du modèle au cas de *Miconia* à Hawaï montre que la population d'arbres est au-dessus de la population optimale : la stratégie optimale est alors de réduire le stock d'arbres jusqu'à atteindre le niveau optimal auquel il sera ensuite stabilisé par un effort de contrôle permanent. Les auteurs montrent par ailleurs que pour des espèces avec des paramètres bioéconomiques différents, la politique de contrôle optimale peut être l'éradication ou l'accommodation. Ainsi, avec une fonction de dommage marginal décroissante (au lieu d'un dommage marginal constant dans le cas de *Miconia*) ou avec des coûts de contrôle plus importants, l'accommodation devient la politique optimale. Si la fonction de contrôle implique un coût marginal faible avec une population invasive petite et un coût marginal élevé avec une population invasive importante, alors l'éradication est la politique optimale.

Wilman [1996] propose un modèle théorique proie-prédateur pour une espèce invasive animale qui se nourrit d'une espèce native non exploitée mais dotée d'une valeur d'existence. Son modèle s'inspire du cas de l'opossum (*Trichosurus vulpecula*) et du rat brun (*Rattus norvegicus*) qui se nourrissent de plantes endémiques (*Metrosideros excelsa*, *Chionochloa*) et d'un oiseau (*Philesturnus carunculatus*) en Nouvelle-Zélande. Elle examine les possibilités théoriques de contrôle de l'invasion qui vont de l'exploitation soutenable de l'espèce allochtone à son éradication. Le niveau de contrôle efficace qui sera adopté dépend des niveaux des coûts et des bénéfices du contrôle, du taux d'actualisation et de la part exogène de la probabilité d'éradication, qui est incluse dans le modèle. Si les coûts de contrôle sont élevés, ou que ses bénéfices sont faibles ou que le taux d'actualisation est

élevé, la stratégie de contrôle optimale consiste alors à fixer un niveau de prélèvement initialement faible, qui diminuera par la suite. Si la composante exogène de la probabilité d'éradication est forte, la stratégie optimale consiste alors à fixer un niveau initial de prélèvement plus élevé.

Les modèles théoriques généraux développés dans la littérature économique du contrôle des invasions biologiques montrent qu'il peut exister un ou plusieurs niveaux de contrôle de l'invasion socialement efficaces. Ces niveaux vont de l'éradication de l'espèce invasive au *laisser-faire*, en passant par la stabilisation de l'invasion à un niveau intermédiaire grâce à un effort de contrôle permanent. L'arbitrage entre ces niveaux dépend en partie des hypothèses formulées par les différents modèles mais surtout du niveau des paramètres bioéconomiques clés : l'importance du dommage occasionné par l'invasion, l'ampleur des coûts du contrôle (liés au type d'invasion et à l'efficacité de la technologie adoptée), le taux d'actualisation retenu, la dynamique de l'espèce invasive (gouvernée par le taux de croissance intrinsèque et la capacité de charge de l'écosystème) et le niveau d'invasion atteint quand on traite le problème (qui dépend notamment du délai nécessaire à l'obtention des données bioéconomiques pertinentes). Par ailleurs, certains auteurs spécifient le niveau d'effort de contrôle à mettre en œuvre pour atteindre le niveau d'invasion stabilisée socialement efficace, selon le niveau initial d'invasion. Selon Saphores et Shogren [2005] et Burnet *et al.* [2006], si la taille de la population invasive initiale est inférieure à la taille d'équilibre efficace, alors il faut la laisser croître jusqu'à ce qu'elle ait atteint ce niveau, auquel elle sera stabilisée par la suite. Si la taille de la population invasive initiale est supérieure à la taille d'équilibre efficace, alors le contrôle doit intervenir immédiatement pour rabattre la population à son niveau d'équilibre, auquel elle sera stabilisée ensuite. L'analyse d'Eiswerth et Johnson [2002] diffère sur ce dernier point car leur modèle suppose que lorsque l'invasion initiale a dépassé son niveau d'équilibre, il peut ne pas être économiquement possible de la contrôler. D'une manière générale, la littérature étudiée dans cette sous-section renvoie à un large spectre d'invasion : les espèces aquatiques ou terrestres, et les espèces végétales ou animales. Il ne ressort pas de la comparaison entre ces types d'invasion que leur nature différente influence l'efficacité du contrôle. Les paramètres clés susmentionnés sont sensiblement les mêmes et leur influence paraît similaire.

3.2. L'influence des autres perturbations environnementales

Olson et Roy [2002] s'intéressent au contrôle d'une espèce invasive¹⁹, dont la croissance naturelle et la prolifération sont soumises à des perturbations environnementales, et caractérisent les conditions dans lesquelles il est optimal ou non d'éradiquer l'espèce invasive. Ils partent de l'hypothèse que les perturbations environnementales sont susceptibles d'accélérer ou de

19. La nature végétale ou animale de l'espèce n'est pas précisée.

ralentir la prolifération d'une invasion biologique. Dans leur modèle bioéconomique de contrôle optimal, la croissance naturelle de l'espèce invasive est en partie stochastique et se trouve limitée par des facteurs climatiques, géologiques et écologiques. Le problème est celui de la minimisation de la somme des dommages et des coûts de contrôle de l'invasion sur un horizon infini. Le modèle permet donc de déterminer la politique stationnaire optimale, à l'aide de la programmation dynamique, qui spécifie les niveaux optimaux du contrôle et la taille de l'invasion. Les dommages considérés sont des dommages économiques et environnementaux générés par l'espèce invasive, qui sont croissants avec la taille de l'invasion. La taille de l'invasion biologique est mesurée soit en biomasse d'espèce invasive soit en surface colonisée. Les coûts de contrôle correspondent aux coûts de prélèvements de l'espèce invasive et à divers coûts environnementaux associés au contrôle. Les auteurs montrent que la croissance de l'invasion liée à la perturbation environnementale, qui permet un ralentissement de l'expansion, peut jouer un rôle critique, et que le résultat du contrôle dépend de facteurs environnementaux et économiques : les perturbations environnementales, le taux d'actualisation, le dommage marginal de l'invasion et le coût marginal de contrôle. Plus précisément, pour une invasion biologique contrôlée dont la taille est petite, l'éradication sera optimale si le taux de croissance intrinsèque anticipé de l'expansion de l'invasion est supérieur à un, même si les coûts marginaux du contrôle sont plus élevés que les dommages marginaux. Ce résultat tient au fait que lorsqu'une invasion de faible taille est contrôlée, il peut être intéressant de l'éradiquer afin d'éviter la forte croissance des coûts de contrôle qui accompagnent un taux élevé d'expansion de l'invasion. Par contre, lorsque la taille de l'invasion est grande, elle se rapproche de sa limite et son taux de croissance marginale est nécessairement inférieur à un. Ainsi, pour des invasions biologiques de grande taille, c'est la comparaison entre les coûts et les dommages actualisés et le taux de croissance de l'invasion qui détermine si l'éradication est optimale ou non. Puisque les perturbations environnementales influencent négativement le taux de croissance de l'invasion, elles sont susceptibles de jouer en faveur d'un contrôle différent de l'éradication.

Frésard et Boncoeur [2006a] s'intéressent aux coûts et aux bénéfices du contrôle d'une invasion biologique marine, qui passe par des extractions de l'espèce invasive couplées à un repeuplement en espèce native, au sein d'un écosystème perturbé par des blooms de micro-algues toxiques. La méthodologie développée est illustrée par le cas de la pêcherie de coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*) de la rade de Brest (France) envahie par la crépidule (*Crepidula fornicata*), qui agit en tant que compétiteur spatial. Cette pêcherie fonctionne sur la base d'un programme de repeuplement en coquille Saint-Jacques dont la soutenabilité est menacée par l'invasion biologique et par les blooms toxiques (*Karenia mikimotoi*). L'objectif du contrôle est de rendre compatible la présence de l'espèce invasive avec l'activité de pêche. Les auteurs développent une méthodologie d'analyse coût-avantage qui permet d'évaluer le coût combiné de l'invasion biologique et des blooms de micro-algues toxiques, ainsi que le surplus économique attendu du contrôle de l'invasion. Les résultats de la simulation numérique mettent en évidence la menace que constitue l'invasion pour le programme de repeuplement et montrent qu'un contrôle de l'invasion (consistant à

extraire mécaniquement une partie du stock de l'espèce invasive chaque année pour nettoyer des zones définies) favorise la viabilité de ce programme sur le long terme. Les tests de sensibilité réalisés soulignent l'importance du niveau d'équilibre des captures de coquille Saint-Jacques, dépendant des performances techniques du programme de repeuplement et des perturbations de l'écosystème, ainsi que du coût du contrôle. L'efficacité du contrôle par rapport à une stratégie de *laisser-faire* dépend donc en premier lieu des caractéristiques propres à cette pêcherie (le programme de repeuplement), à cet écosystème (les blooms toxiques), et à la technologie du contrôle (les coûts d'extractions), puis des caractéristiques biologiques de l'espèce invasive (le rythme de la prolifération).

Ces travaux théorique et empirique montrent que les perturbations environnementales du milieu ont un impact différent sur les possibilités et l'efficacité du contrôle selon la sensibilité des espèces natives et invasives à ces perturbations. Lorsque ces dernières pèsent sur la dynamique de l'invasion, elles contribuent au succès du contrôle et peuvent éventuellement permettre d'en réduire l'intensité. Lorsqu'elles affectent la dynamique d'une espèce native (qui représente une source de revenu ou est dotée d'une valeur d'existence) elles fragilisent le résultat économique du contrôle et ses chances de succès. Nous pouvons raisonnablement penser que l'impact des perturbations environnementales sur les espèces natives dépend de la fréquence à laquelle les écosystèmes concernés ont été perturbés par le passé²⁰, donc de leur capacité de résilience. Dans cette optique, l'impact dépend également de la nature de cette perturbation (est-elle nouvelle ?) et de son ampleur (est-elle inhabituelle ?). Concernant les espèces invasives, elles sont dotées d'une forte plasticité (c'est-à-dire d'un potentiel d'adaptation élevé) qui les rend *a priori* moins sensibles aux perturbations environnementales, mais, comme l'illustre le modèle théorique, ce n'est pas toujours le cas. Ainsi, l'impact exact des perturbations environnementales sur l'efficacité du contrôle paraît spécifique à chaque écosystème en fonction de ses caractéristiques propres, de son évolution passée et de l'espèce invasive considérée.

3.3. L'impact du statut de l'espèce invasive

La prolifération d'une espèce invasive peut avoir des effets économiques ambivalents, positifs par certains aspects et négatifs par d'autres. L'impact de cette ambivalence sur le programme de contrôle optimal est étudié par Junqueira-Lopes *et al.* [1996], qui traitent implicitement du contrôle de la prolifération de l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*). D'un côté, cette espèce est consommée et utilisée dans la fabrication d'aliments pour animaux, de médicaments et en tant qu'appât pour la pêche. D'un autre côté, étant dotée d'un grand potentiel invasif, elle endommage les cultures et les systèmes d'irrigation. Les auteurs développent un modèle bioéconomique de l'utilisation optimale de cette ressource naturelle renouvelable,

20. Par exemple, les îles sont très vulnérables aux invasions biologiques.

prenant en compte sa valeur de consommation et adaptant le modèle de Plourde [1970] pour inclure les externalités négatives. Le contrôle de l'écris- se passe par des captures mécaniques automatiques dans les systèmes d'irrigation et peut être étendu par des captures supplémentaires dans un lac. Les auteurs montrent qu'il existe un équilibre stationnaire d'invasion qui peut être différent de l'éradication. Le niveau de la solution optimale (définissant un niveau de biomasse du stock invasif et un niveau de prix implicite de la ressource) dépend du niveau des externalités négatives (donc des dommages environnementaux) et du taux d'actualisation. Plus les externalités négatives sont importantes et plus les niveaux d'équilibre du stock et de la consommation seront faibles. Plus le taux d'actualisation est élevé, plus le stock invasif d'équilibre sera faible et plus le prix implicite de cette ressource sera élevé.

Zivin *et al.* [2000] élaborent quant à eux un modèle bioéconomique dynamique de gestion d'une espèce animale terrestre invasive qui nuit à l'agriculture mais qui a une valeur pour la chasse. Leur modèle est adapté à des cas d'espèces invasives peu mobiles ou à des configurations dans lesquelles les droits de propriété sont bien définis. Pour contrôler la population de l'espèce invasive, le propriétaire foncier peut poser des pièges lui-même ou vendre des permis de chasse. L'objectif du propriétaire foncier est de maximiser le profit joint des agriculteurs (leur revenu est diminué des dommages causés par l'invasion) et des chasseurs. Le coût unitaire du piégeage est supposé décroissant avec la taille de la population invasive. Le prix des permis de chasse (chaque permis représente un droit à tuer un animal) est supposé décroissant avec le nombre d'animaux tués. Le modèle maximise le bien être intertemporel pour trois états finals possibles : le piégeage et la chasse, le piégeage seul et la chasse seule, et permet de définir la population invasive d'équilibre pour ces trois états. Les résultats théoriques d'équilibre montrent que la reconnaissance d'usages alternatifs de cette ressource invasive peut la faire passer du statut de nuisible à celui de ressource économique. En effet, lorsque la chasse est impossible, l'espèce invasive est contrôlée par le piégeage et sa valeur unitaire implicite est négative, alors que lorsque la chasse est possible, cette valeur s'accroît. Cette dernière peut être positive, lorsqu'elle reflète le prix payé par les chasseurs pour l'animal marginal, ou négative, lorsque les propriétaires fonciers paient les chasseurs pour contrôler la population invasive. Dans tous les cas, le prix payé pour la capture par la chasse est inférieur au coût du piégeage : c'est la meilleure alternative de gestion possible. Par ailleurs, le niveau de la population invasive d'équilibre des trois états possibles dépend des spécifications du modèle : les valeurs des dommages, les coûts des deux moyens de contrôle possibles (ou des bénéfices possibles dans le cas du système de permis de chasse) et le taux d'actualisation. Une illustration du modèle est proposée au travers du cas de l'invasion de la Californie par le sanglier (*Sus scrofa*). Les résultats de l'illustration montrent que la population optimale de sangliers est plus élevée avec un contrôle par la chasse que par le piégeage, et que lorsque la chasse est autorisée, la solution optimale implique un contrôle par la chasse uniquement. Ce contrôle demeure la meilleure solution si les revenus générés par ce type de contrôle, relativement à ceux du contrôle par le piégeage, font plus que compenser la hausse du dommage associée à une population plus importante.

Horan et Wolf [2005] développent un modèle bioéconomique de gestion socialement optimale d'une maladie infectieuse pour la faune sauvage. Les animaux sauvages infectés, vecteurs de la maladie, sont potentiellement dommageables pour le bétail ou pour d'autres espèces commercialement exploitées, mais les animaux sauvages ont une valeur importante pour l'activité de chasse (ou d'autres activités récréatives). Dans leur modèle, la maladie est confinée à une population de cerfs sauvages, cantonnée à une zone géographique limitée. En l'absence de maladie, la dynamique du stock d'animaux suit une croissance logistique, et avec l'apparition de la maladie, la croissance de la population est réduite par l'infection d'animaux issus du stock sauvage en bonne santé²¹. La maladie se propage par le contact entre les animaux. Les variables de contrôle sont les captures et l'alimentation. Les captures ne peuvent pas être sélectives²², elles n'influencent donc pas la prévalence de la maladie dans ce modèle. L'alimentation modifie la croissance du stock d'animaux sauvages à travers deux canaux : l'amélioration de la nutrition, qui réduit le taux de mortalité de la population infectée, et l'augmentation de la transmission de la maladie, puisqu'avec l'alimentation les animaux rentrent davantage en contact et se transmettent plus la maladie. Leur modèle théorique montre qu'il existe un état d'équilibre stationnaire de la population sans maladie, qui ne peut pas être atteint à l'aide d'un contrôle par les captures. Ainsi, l'éradication de la maladie basée sur les captures passe par une éradication de toute la population d'animaux sauvages, qui ne correspond pas à la solution d'équilibre. Les auteurs appliquent ensuite leur modèle au cas de la tuberculose bovine chez les cerfs de Virginie dans le Michigan (États-Unis), pour examiner les possibilités empiriques de contrôle et le niveau qu'il implique. Ils montrent que le contrôle d'une maladie infectieuse par les captures connaît des limites importantes lorsque les captures ne peuvent pas être sélectives. Le contrôle doit ainsi s'intéresser à d'autres moyens, qui concernent la transmission de la maladie et la mortalité, pour être efficace. Les auteurs montrent qu'avec la forte valeur des cerfs de Virginie (notamment pour la pratique de la chasse), l'éradication de la maladie n'est pas économiquement optimale (excepté avec la prise en compte de coûts de dommages fixes). Le niveau de contrôle optimal consiste à laisser un niveau faible de maladie dans la population de cerfs grâce à des campagnes d'alimentation, dont le caractère intermittent permet d'éviter une trop forte propagation de la maladie par les contacts entre animaux. Par ailleurs, les auteurs mettent en évidence qu'un niveau élevé des dommages marginaux, des coûts d'alimentation ou de la mortalité par la maladie pourrait rendre optimale l'éradication de la maladie.

Higgins *et al.* [1997a] développent un modèle dynamique de simulation économique-écologique de l'écosystème du fynbos en Afrique du Sud, qu'ils utilisent pour l'étude du contrôle de la prolifération d'un arbre qui génère à la fois des dommages et des avantages. Le modèle est appliqué au cas de l'invasion par l'*Acacia saligna* qui menace la flore endémique, notamment une espèce native sauvage (*Protea repens*) dont les fleurs sont

21. Le taux de mortalité lié à la maladie est strictement inférieur au taux de croissance intrinsèque de la population.

22. Les animaux malades ne peuvent pas être identifiés avant d'être tués.

commerciallement exploitées, mais qui est lui-même exploité par une industrie de bois de chauffage. Cette invasion peut être contrôlée soit par des opérations importantes de coupe des arbres soit par un agent biologique qui a pour effet de réduire la production de graines et la vitalité de la population invasive. L'analyse montre que les bénéfices du contrôle de cette invasion peuvent compenser son coût si on utilise un agent de contrôle biologique. Dans ce cas, l'exploitation du bois d'*Acacia saligna* n'est plus soutenable, mais l'impact sur l'industrie devrait être minime car il existe plusieurs espèces de bois de substitution. Par ailleurs, les auteurs considèrent une alternative d'utilisation des terres, entièrement tournée vers la production de fleurs sauvages, qui génère des bénéfices plus élevés.

Les travaux théoriques et appliqués prenant en compte l'impact du caractère ambivalent de certaines espèces invasives montrent que lorsque ces espèces génèrent également des effets économiques positifs, la population invasive d'équilibre est en générale plus élevée qu'en l'absence de ces effets. Le niveau du contrôle efficace évolue donc lui aussi, en fonction de la forme de la dynamique de population de l'espèce invasive²³. Le modèle empirique présenté permet de voir que l'effet positif du caractère bénéfique de l'invasion sur son niveau d'équilibre peut être réduit par l'existence de substitutions possibles avec d'autres ressources.

3.4. L'influence du comportement des agents

Les articles de Settle et Shogren [2002] [2006] et Shogren *et al.* [2006] se distinguent par leur intégration du comportement des agents dans l'analyse bioéconomique du contrôle des invasions biologiques. Settle et Shogren [2002] développent un modèle bioéconomique de l'invasion de l'écosystème du lac Yellowstone (États-Unis) par une espèce de truite exotique qui se nourrit de la truite fardée endémique. Les visiteurs du parc partagent leur temps entre la pêche à la truite et l'observation de la nature. Dans un premier scénario, les pêcheurs ne modifient pas leur comportement en fonction des modifications de la population de truite native. Dans un second scénario, ils adaptent leur comportement à la réduction du stock de l'espèce native en reportant une partie de leur temps de pêche sur l'observation du milieu. Les résultats des simulations montrent que le comportement endogène des pêcheurs récréatifs induit des niveaux d'équilibre de la population de truite différents. Par la suite, Settle et Shogren [2006] et Shogren *et al.* [2006] intègrent à leur analyse la valeur attribuée à la préservation de la truite native par les agents, afin de mieux estimer les bénéfices nets d'une intervention publique. Il résulte de l'enquête menée que cette valeur est extrêmement faible, les visiteurs préférant une politique de remise en état de la route dans le parc à une protection de la truite native. Les auteurs montrent alors que, pour que la politique de protection de la truite native

23. Pour les implications de la forme fonctionnelle, représentant la dynamique de population d'une espèce, sur le niveau des captures permettant de stabiliser la population à un niveau de biomasse souhaité, nous renvoyons le lecteur à Clark [1976].

soit économiquement justifiée, il faudrait que le visiteur moyen ait un taux d'actualisation plus faible et qu'il attribue une valeur d'existence plus grande à l'espèce endémique menacée de disparition. Si le gestionnaire du parc souhaite justifier sa politique de protection sur la base des préférences des visiteurs, il apparaît donc nécessaire de mettre en place des campagnes d'informations sur la menace qui pèse sur cette espèce endémique et sur son implication dans le fonctionnement de l'écosystème (notamment vis-à-vis des ours, auxquels les visiteurs sont relativement attachés).

Prenant également en compte les comportements des agents, Macpherson *et al.* [2006] développent un modèle d'invasion de plantes aquatiques dans lequel les utilisateurs de lacs sont les vecteurs uniques de l'invasion. L'espèce invasive endommage l'écologie des lacs et leurs valeurs récréatives. Il s'agit d'un modèle principal-agent dynamique représentant un système de plusieurs lacs, qui sont reliés, dans lequel l'espèce invasive est transportée par les mouvements de bateaux des plaisanciers d'un lac à l'autre. Les plaisanciers (les agents) réagissent à la présence de l'espèce invasive, qui constitue une gêne²⁴, et aux actions de contrôle du gestionnaire (le principal). Le gestionnaire du lac prend des mesures de contrôle de l'invasion lac par lac à chaque saison et les plaisanciers choisissent tous les jours les lacs dans lesquels ils veulent se rendre, en fonction du niveau d'invasion et des mesures de contrôle du gestionnaire. Le contrôle de l'invasion passe par le nettoyage des bateaux hors de l'eau et/ou par la fermeture de certains lacs à la navigation. Ces mesures engendrent des coûts pour les plaisanciers : des coûts de nettoyage et des coûts de déplacements pour aller par la route vers un autre lac. Si dans un lac l'invasion est contrôlée, alors elle devient nulle. Dans leur modèle, il est souhaitable de contrôler l'invasion lorsque le taux d'actualisation est positif et le gestionnaire préfère retarder au maximum une invasion. Le modèle est illustré par l'invasion de la myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*) dans un système de quatre lacs. Cette espèce impacte négativement l'écosystème en favorisant son eutrophisation, en réduisant la diversité et la densité des espèces végétales aquatiques endémiques et en détériorant la qualité de la pêche récréative. La simulation montre que la prise en compte de la réaction des plaisanciers face à l'invasion et aux mesures de contrôle du gestionnaire influence les résultats : lorsque ces comportements sont considérés, le surplus de bien-être procuré par le contrôle de l'invasion dans tous les lacs, versus le *laisser-faire*, est beaucoup plus important. Par ailleurs, dans le scénario incorporant le comportement des agents, les politiques de contrôle diffèrent selon les objectifs du gestionnaire, c'est à dire la maximisation du bien-être des plaisanciers ou la minimisation du niveau d'invasion. Avec le premier objectif, le niveau du contrôle de l'invasion est faible, du fait des coûts importants qu'il impose aux plaisanciers. Avec le second objectif, le niveau du contrôle est élevé. Ces résultats sont dépendants de la configuration spatiale des lacs, qui influence les coûts supportés par les plaisanciers.

Les analyses considérant l'influence de la prise en compte du comportement des agents montrent que cette dernière est susceptible de modifier les niveaux d'équilibre de la population invasive et du contrôle de l'invasion. Le

24. En réduisant la qualité de la pêche récréative, par exemple.

sens de variation dépend du comportement adopté par les agents. La justification même du contrôle de l'invasion peut être remise en cause par l'absence de valeurs de non-usage attachées à l'espèce native menacée, qui peut être le résultat d'une absence d'information et de sensibilisation, notamment sur le rôle écosystémique de cette espèce. *A contrario*, la prise en compte du comportement des agents peut renforcer la justification du contrôle en générant un niveau de bien-être supérieur. Cela n'implique pas forcément un niveau de contrôle très élevé, notamment s'il existe des coûts de contrôle importants.

4. Les instruments de contrôle de l'invasion pertinents

Cette section traite de la question du choix des instruments pertinents pour le contrôle des invasions biologiques. Dans la plupart des modèles théoriques développés, l'instrument de contrôle de l'invasion est prédéterminé et il consiste le plus souvent en des prélèvements (manuels ou mécaniques) sur le stock invasif, accompagnés ou non de mesures visant à renforcer la résilience des écosystèmes. Néanmoins, certains auteurs se penchent sur des instruments de contrôle alternatifs, ou définis plus précisément, c'est ce que nous étudions dans cette section. Tout d'abord, nous étudions la question de l'arbitrage entre plusieurs instruments de contrôle possibles. Ensuite, nous nous penchons sur l'efficacité du contrôle d'une invasion par un agent biologique. Puis, nous présentons la question du contrôle spatialisé de l'invasion. Finalement, nous montrons que la prise en compte des différents stades de vie de l'espèce invasive dans la définition d'une politique de contrôle peut permettre de minimiser ses coûts.

4.1. L'arbitrage entre les différents instruments

C'est dans les cas d'espèces invasives au statut ambivalent (c'est-à-dire qui génèrent à la fois des effets économiques positifs et négatifs) que les auteurs s'intéressent au choix entre deux instruments de contrôle différents : le piégeage et la chasse pour une population invasive animale qui nuit à l'agriculture mais qui est dotée d'une valeur pour la chasse (Zivin *et al.* [2000]), les captures et l'alimentation pour une maladie qui est véhiculée par une espèce sauvage qui contamine le bétail mais qui a une valeur pour la chasse (Horan et Wolf [2005]), les prélèvements et l'agent biologique pour une espèce végétale qui altère des services écosystémiques mais qui est exploitée par une industrie (Higgins *et al.* [1997a]).

Dans la première configuration, l'arbitrage se fait en faveur de l'instrument de contrôle qui est attaché à l'usage auquel bénéficie l'invasion (la chasse). Dans la seconde, l'arbitrage se fait en faveur de l'instrument de

contrôle techniquement plus efficace : l'alimentation ; les captures ne sélectionnant pas les animaux malades ces dernières n'influencent pas la prévalence de la maladie et se révèlent donc inefficaces (excepté pour éradiquer la maladie en supprimant toute la population d'animaux). Dans la troisième configuration, l'arbitrage est réalisé en faveur de l'instrument qui permet au programme de contrôle de générer des bénéfices supérieurs aux coûts.

Ainsi, selon les hypothèses et les objectifs des analyses menées, l'arbitrage entre deux instruments de contrôle possibles se fait par la prise en compte du résultat économique maximum, par celle de la meilleure efficacité technique ou par celle du meilleur ratio bénéfice-coût.

4.2. Le contrôle par un agent biologique

Les politiques de contrôle des invasions biologiques peuvent utiliser des espèces animales ou végétales comme instruments de contrôle. Raisonnant en termes coût-avantage, McConnachie *et al.* [2003] étudient dix programmes de contrôle biologique réussis. Ils montrent que l'efficacité de cet instrument varie selon les types et les lieux d'invasion. Ils étudient ensuite la viabilité économique du programme de contrôle biologique de la fougère aquatique (*Azolla filiculoides*) en Afrique du Sud par le charançon (*Stenopelmus rufinasus*). Cette espèce invasive envahit les écosystèmes aquatiques en couvrant la surface des eaux et cause des dommages à la biodiversité et aux usagers. Plus particulièrement, elle dégrade la qualité de l'eau, bouche les canaux d'irrigation et elle est responsable de noyades du bétail, ce qui nuit aux usages agricoles et domestiques. Les auteurs montrent que le moyen de contrôle le plus efficace est biologique, par l'introduction du charançon. Grâce à ce dernier, la fougère aquatique ne menace plus les écosystèmes aquatiques et ses effets négatifs sur les usagers de la ressource en eau ont été réduits. Les auteurs montrent que ce programme de contrôle génère des bénéfices largement supérieurs aux coûts sur dix années.

Hill et Greathead [2000] s'intéressent à l'efficacité des agents biologiques (prédateurs ou parasites) comme instruments de contrôle des invasions biologiques. Ils étudient les résultats *ex-post* de nombreux projets de lutte, dans les termes de l'analyse coût-avantage. Leur analyse montre que, si le taux de réussite des projets utilisant un agent de contrôle biologique est faible (de 10 à 15 % pour les insectes et de 30 à 40 % pour les plantes), les projets réussis sont généralement très profitables. Les auteurs montrent ainsi que les programmes de contrôle biologique, dans l'ensemble, sont un investissement rentable pour les fonds publics utilisés pour le contrôle des espèces invasives. Ils en concluent qu'il faudrait développer davantage de méthodes d'évaluations *ex-ante* des projets de contrôle biologique, afin de comparer leur taux de réussite anticipé avec les taux moyens précités, et de permettre aux gestionnaires de prendre de meilleures décisions sur l'allocation des ressources. Les auteurs présentent les différents facteurs qui devraient être considérés *ex-ante* pour chaque cas d'étude : l'aire géographique impactée, le rythme de la prolifération, le niveau des dommages

marchands et non-marchands, les coûts directs et indirects du contrôle biologique, la date du départ et la probabilité de réussite du contrôle.

Les agents biologiques sont un instrument de contrôle des invasions biologiques alternatif aux prélèvements qui peut se révéler efficace. Les analyses coût-avantage concernant des cas d'étude précis, étudiées par la littérature, montrent que cet instrument de contrôle connaît un taux de réussite relativement faible, mais que lorsqu'il est techniquement efficace il permet de générer des bénéfices importants. Ce moyen de contrôle paraît donc intéressant à considérer mais nécessite des investissements *ex-ante* spécifiques à chaque site pour l'obtention des paramètres clés relatifs à ses chances de succès, définis par Hill et Greathead [2000].

4.3. Le contrôle géo-localisé

Diverses analyses bioéconomiques traitent de la dimension spatiale des invasions biologiques et de leur contrôle de façon explicite. Sharov et Liebhold [1998] et Sharov [2004] développent un modèle permettant d'évaluer les coûts et les bénéfices d'une politique visant à ralentir le taux de prolifération spatiale d'une espèce invasive²⁵ à l'aide d'une zone barrière. Dans leur modèle, le contrôle permet de stabiliser ou de réduire le taux d'expansion de l'invasion, ou d'éradiquer l'invasion, dans une zone barrière le long du front de l'invasion. Le problème est alors de déterminer le taux d'expansion qui maximise la valeur présente des bénéfices (compris ici comme le dommage²⁶ évité) nets des coûts de contrôle sur un horizon infini. Plus ce taux est faible et plus les coûts de contrôle sont élevés, car davantage d'efforts de contrôle sont alors requis dans la zone barrière. Ils montrent que la stratégie optimale passe de l'éradication au ralentissement de la prolifération puis au *laisser-faire* lorsque l'aire occupée par l'espèce invasive s'accroît, le dommage marginal par unité de surface diminue ou le taux d'actualisation augmente. Par exemple, lorsque le dommage est élevé, le taux d'expansion optimal sera faible, ce qui implique un niveau de contrôle important dans la zone barrière. Lorsque le dommage est faible, le taux d'expansion optimal sera élevé, ce qui implique un niveau de contrôle faible. Si le dommage est extrêmement faible, la stratégie optimale est le *laisser-faire*. Si au contraire il est extrêmement élevé, cette stratégie est l'éradication, qui peut concerner l'ensemble de la zone envahie et non plus la seule zone barrière. Leur modèle indique que le ralentissement de la prolifération de l'invasion peut générer des bénéfices économiques même lorsqu'une partie relativement petite de l'aire géographique demeure non envahie. Par contre, la stratégie consistant à stopper la prolifération de l'espèce invasive n'est jamais une stratégie optimale, à moins que des barrières naturelles à l'expansion de la population existent. Appliqué au cas de la gestion de l'invasion d'un insecte, le bombyx disparate (*Lymantria dispar*), aux États-Unis, leur modèle montre que l'éradication n'est optimale qu'aux premiers stades de l'invasion, ensuite la meilleure stratégie réside dans le ralentissement de l'expansion.

25. Le type d'espèce n'est pas précisé.

26. La nature du dommage n'est pas précisée.

Par la suite, Horan *et al.* [2005] étudient la possibilité d'étendre l'analyse de Horan et Wolf [2005] en vue de capturer les interactions spatiales entre les populations sauvages de cerfs et la transmission de la maladie infectieuse. Ils développent un modèle dynamique de gestion socialement optimale de la maladie, qui est illustré numériquement²⁷. Le modèle comprend deux zones : la première comporte une population animale sauvage en partie malade et est nommée « réservoir de maladie », la seconde une population saine. Seuls les animaux sains ont une valeur. Ce modèle permet de représenter la manière dont les stratégies de captures à l'intérieur et à l'extérieur du « réservoir de maladie » peuvent influencer l'importance de la maladie dans le réservoir, sa dispersion dans l'autre zone et les décisions économiques associées. Les captures permettent de contrôler indirectement l'importance de la maladie en changeant les niveaux de population²⁸ : la prédominance de la maladie tend vers zéro en dessous d'un certain niveau de population et vers un au dessus de ce seuil. L'exemple numérique proposé montre qu'en l'absence de migration possible entre les deux zones, la stratégie optimale consiste à réduire progressivement la taille de la population animale dans la zone dite « réservoir de maladie » jusqu'au moment où la maladie disparaît²⁹. En cas de migration possible de la zone indemne vers la zone contaminée, les animaux issus de cette première zone peuvent être contaminés. La stratégie optimale consiste dès lors à éradiquer immédiatement la population de la zone dite « réservoir de maladie ». Les animaux de la zone indemne vont ensuite repeupler la zone qui était envahie par la maladie. En cas de migration possible de la population de chaque zone vers l'autre, la zone indemne peut alors être contaminée. Dans ce cas, les incitations à éradiquer immédiatement la population de la zone contaminée sont encore plus grandes. Les auteurs montrent donc que lorsqu'il n'y a pas de migration possible entre les zones, la stratégie optimale consiste à réduire lentement la taille de la population invasive (dans le modèle présenté il s'agit de la population partiellement malade) dans la zone envahie et que lorsque les populations des deux zones peuvent migrer, il est optimal d'éradiquer immédiatement la population de la zone envahie.

Le contrôle géo-localisé d'une invasion biologique considéré par la littérature économique concerne des invasions biologiques ayant une configuration spatiale particulière : l'existence d'une zone envahie et d'une zone indemne de toute invasion vers laquelle l'espèce invasive progresse. Dans ce cas, le contrôle agit soit sur la zone limitrophe des deux zones définies ci-dessus, soit à l'intérieur d'une ou des deux zones, selon les hypothèses adoptées. Dans le premier cas, la stratégie optimale de contrôle passe de l'éradication au ralentissement de la prolifération, puis au *laisser-faire* lorsque l'aire occupée par l'espèce invasive s'accroît, le dommage marginal par unité de surface diminue ou le taux d'actualisation augmente. Dans le second cas, le contrôle optimal géo-localisé passe d'une réduction progres-

27. Sans cas d'étude précisé explicitement.

28. Les captures ne sont pas sélectives.

29. Cette disparition est rendue possible par l'hypothèse adoptée par les auteurs, selon laquelle la prédominance de la maladie tend vers zéro en dessous d'un certain niveau de population.

sive de l'invasion à son éradication immédiate lorsque des possibilités de migration entre les zones apparaissent.

4.4. Le contrôle ciblant différents stades de vie de l'espèce

Certains travaux sur le contrôle des invasions biologiques prennent en compte de façon explicite les traits de vie de l'espèce invasive (la durée de vie, la rapidité de la reproduction et le taux de survie des juvéniles), afin de minimiser les coûts du contrôle. Utilisant l'analyse biologique des « élasticités de population », Buhle *et al.* [2005] étudient la question du contrôle aux différents stades du cycle de vie de l'espèce invasive. Il s'agit de déterminer comment stabiliser une espèce invasive déjà implantée, avec un objectif de minimisation du coût total du contrôle. Ils développent une méthodologie qu'ils illustrent par le cas du bigorneau perceur japonais (*Ocenebrellus inornatus*), dommageable pour l'activité ostréicole par la prédation qu'il exerce sur les petites huîtres. Les auteurs montrent que l'efficacité biologique³⁰ du contrôle est sensible aux traits de vie et au taux de croissance de la population. Ainsi, lorsque les coûts de contrôle sont identiques selon les âges de la population, il est optimal de chercher à réduire la fécondité des espèces invasives ayant une fécondité élevée³¹ et de réduire la survie des adultes pour les espèces ayant une survie élevée. Lorsque les coûts de l'effort de contrôle varient selon les classes d'âge cibles, alors la stratégie la plus efficace consiste à concentrer les efforts de contrôle sur les âges où le coût marginal de contrôle est relativement faible. Toutefois, les auteurs ne considèrent pas les dommages liés à l'invasion, mais uniquement les coûts de contrôle.

Hastings *et al.* [2006] appliquent la programmation dynamique au problème du contrôle des invasions biologiques dont les populations ont une dynamique structurée en classes d'âge. L'objectif est de minimiser la surface occupée par l'espèce invasive à la fin d'une période de temps donnée, avec des coûts de contrôle (d'extraction) par unité de surface fixes. Ils appliquent leur modèle au cas de l'invasion d'une plante, la spartine à feuilles alternes (*Spartina alterniflora*), dans une baie de l'État de Washington (États-Unis). Leur analyse permet de déterminer la stratégie optimale d'extraction de différentes classes d'âge, qui évolue au cours du temps, pour le contrôle d'espèces invasives qui sont dans une phase de croissance densité-dépendante. Les auteurs montrent que cette stratégie est plus efficace, en termes de coûts de contrôle, que de cibler la même classe d'âge chaque année et leur modèle permet de prévoir les moments où le changement de la classe d'âge ciblée doit intervenir. Toutefois, l'analyse est limitée par l'absence de prise en compte des dommages.

30. C'est-à-dire la réduction du taux de croissance de l'espèce invasive.

31. Pour les espèces ayant une croissance rapide et une durée de vie relativement courte, l'effort de contrôle doit cibler prioritairement les classes d'âge peu élevées.

Les analyses s'intéressant au contrôle des espèces invasives en fonction de leurs stades de vie montrent que la minimisation des coûts de contrôle dépend des caractéristiques des espèces concernées et du niveau des coûts. En effet, avec des coûts de contrôle constants, la stratégie efficace doit cibler les classes d'âge de la population pour lesquelles le contrôle permet de peser le plus sur le taux de croissance. Cette stratégie peut évoluer au cours du temps en ciblant des classes d'âge différentes. Avec des coûts qui varient selon les âges contrôlés, la stratégie efficace consiste à contrôler les classes pour lesquelles le coût marginal du contrôle est le plus faible. Notons toutefois que ces analyses ne s'intéressent qu'à la minimisation des coûts de contrôle et ne considèrent donc pas celle des dommages. Néanmoins, nous avons montré que de nombreux modèles théoriques généraux considèrent que le dommage est une fonction croissante de la taille de l'invasion (cf. section 3 supra). Or, les deux analyses susmentionnées cherchent à réduire le taux de croissance de l'espèce invasive ou celui de la surface envahie, ce qui semble aller dans le sens d'une minimisation des dommages. Toutefois, il conviendrait de considérer les valeurs respectives des dommages et des coûts de contrôle, absentes des analyses étudiées dans cette sous-section, pour pouvoir conclure sur ce point.

5. L'efficacité des programmes de contrôle existants

Cette section traite de l'efficacité des programmes de contrôle existants. Pour cela, nous commençons par étudier les enseignements des modèles théoriques appliqués à des cas d'étude particuliers, afin de statuer sur l'efficacité du contrôle mis en place et éventuellement sur la pertinence du choix de l'instrument de contrôle adopté. Puis, nous nous centrons sur les résultats de quelques travaux empiriques proposant une analyse coût-avantage appliquée à un cas précis.

5.1. Les enseignements des modèles théoriques

Parmi les modèles théoriques étudiés à la section 3 (cf. supra), certains sont appliqués à un cas de contrôle d'invasion précis. Nous présentons leurs résultats et les enseignements qu'ils fournissent.

L'application du modèle de Burnett *et al.* [2006] au cas de *Miconia* à Hawaï montre que la population actuelle d'arbres est au-dessus de la population optimale : la stratégie optimale est alors de réduire le stock d'arbres jusqu'à atteindre le niveau d'équilibre puis de l'y stabiliser par un effort de contrôle permanent. Ensuite, les auteurs étudient la politique actuellement mise en

place à Hawaï pour contrôler cette invasion. Ils trouvent que le contrôle effectivement mis en place est insuffisant puisqu'il permet uniquement de ralentir l'invasion, alors qu'un doublement des sommes consacrées au contrôle permettrait de stabiliser la population d'arbres à un niveau proche de la population actuelle (mais différent du niveau optimal). Pour ce cas d'étude, l'objectif de contrôle proposé par les auteurs est donc de stabiliser le niveau d'invasion en augmentant le niveau actuel du contrôle. Néanmoins, ce niveau de contrôle ne permet pas d'atteindre le niveau optimal d'invasion du modèle théorique, qui n'est pas précisé par les auteurs dans leur application au cas de *Miconia*.

En appliquant leur modèle au cas de la tuberculose bovine chez les cerfs de Virginie dans le Michigan aux États-Unis, Horan et Wolf [2005] trouvent que, du fait de la forte valeur des cerfs de Virginie (notamment pour la pratique de la chasse), l'éradication de la maladie n'est pas économiquement optimale. Or, l'objectif du programme de contrôle existant est justement d'éradiquer la maladie à l'horizon 2010. Par ailleurs, leurs résultats montrent que le niveau de contrôle optimal consiste à laisser un faible niveau de maladie dans la population de cerfs grâce à des campagnes d'alimentation, dont le caractère intermittent permet d'éviter une trop forte propagation de la maladie par les contacts entre animaux. Or, le programme existant se base sur des captures de cerfs effectuées par les chasseurs et les campagnes d'alimentation ont été interdites. La prise en compte des résultats de leur travail, par un objectif et un instrument de contrôle différents, pourrait donc permettre d'instaurer un programme de contrôle de l'invasion optimal.

L'application du modèle de Zivin *et al.* [2000] à l'invasion du sanglier (*Sus scrofta*) en Californie montre que le niveau d'invasion optimal implique un contrôle par la chasse uniquement, plutôt qu'une combinaison de la chasse et du piégeage. Or, même si la chasse est le moyen de contrôle principal depuis les années 60, la législation Californienne a récemment rendu les permis de piégeage plus faciles à obtenir, ce qui a réduit le coût du piégeage privé. Pour atteindre le niveau d'équilibre, la population invasive doit s'accroître par rapport à la situation actuelle, grâce à une réduction du nombre d'animaux tués³². La politique de contrôle de cette invasion pourrait donc être améliorée par la prise en compte d'un objectif de population invasive stabilisée plus élevée et par l'utilisation des permis de chasse comme unique instrument.

Les applications des modèles théoriques à des cas précis d'invasions biologiques montrent que les objectifs et parfois les instruments de contrôle effectifs ne permettent pas d'atteindre les niveaux optimaux de contrôle. Selon les cas, la population invasive souhaitée ou permise par les programmes effectifs est trop élevée ou trop faible et l'instrument utilisé n'est pas toujours le meilleur. Il semble que les programmes de contrôle des cas d'étude considérés pourraient facilement être améliorés en suivant les enseignements des modèles, sous réserve que les valeurs des paramètres bioéconomiques clés identifiés par ces derniers le permettent. Ces para-

32. Cette réduction doit permettre de maintenir un prix du permis de chasse élevé.

mètres sont le niveau d'invasion atteint, le montant des dommages causés par l'invasion et/ou leur relation avec la taille de la population invasive, l'éventuelle valeur de l'espèce invasive, le montant des coûts de la politique de contrôle et la valeur du taux d'actualisation.

5.2. Les résultats des modèles empiriques

Il existe de nombreuses analyses coût-avantage appliquées à des cas précis d'écosystèmes envahis³³. Nous en présentons deux exemples : le premier concerne le contrôle d'une espèce végétale terrestre, dont la prolifération impacte des activités marchandes et non-marchandes, et le second traite du contrôle d'une espèce animale marine dont l'invasion impacte négativement une activité commerciale.

Higgins *et al.* [1997b] étudient l'invasion de plusieurs herbes exotiques qui altèrent plusieurs services rendus par l'écosystème du fynbos en Afrique du Sud : la production d'eau, l'exploitation commerciale de fleurs sauvages, les activités de randonnée et d'écotourisme, l'existence d'espèces endémiques et le stockage d'informations génétiques. Ils proposent une évaluation de la valeur actuelle des services rendus par l'écosystème sur 50 années et ils étudient l'impact de différents scénarios de contrôle de ces invasions biologiques. Les auteurs démontrent que le programme de contrôle actuellement mis en place est inefficace car il est insuffisant et aboutira à une réduction considérable du flux de services écologiques procurés par l'écosystème du fynbos. Ils montrent qu'un contrôle intensif des invasions, visant à les prélever plus rapidement qu'elles ne prolifèrent, permet de restaurer la valeur de l'écosystème d'origine (c'est-à-dire indemne de toute invasion) pour un coût représentant moins de 5 % de cette valeur. A partir de là, les auteurs concluent que tout effort de contrôle qui ne permet pas de prélever les espèces invasives dans l'écosystème du fynbos à un rythme supérieur à celui de leur prolifération est un effort vain.

Frésard et Boncoeur [2006b] développent un modèle bioéconomique d'une pêcherie commerciale envahie par une espèce exotique qui agit en tant que compétiteur spatial vis-à-vis d'une espèce native. La dynamique des deux espèces est représentée à l'aide d'une fonction logistique, mais la dynamique du stock natif est reliée à celle du stock invasif par une relation de compétition asymétrique, dans laquelle la capacité de charge de l'écosystème pour le stock natif est une fonction décroissante du niveau d'invasion. Le modèle est étudié dans les termes de la statique comparative et sert ensuite d'outil de simulation dynamique. Le modèle est illustré par le cas de la pêcherie de coquilles Saint-Jacques (*Pecten maximus*) de la baie de Saint-Brieuc (France), où l'invasion biologique par la crépidule (*Crepidula fornicata*) est maintenant gérée par un programme de contrôle. L'analyse coût-avantage du cas de la baie compare les résultats économiques du contrôle de l'invasion mis en place avec ceux d'une stratégie de *laisser-faire*. Les

33. Voir par exemple Jetter *et al.* [2003] ; van Wilgen *et al.* [2004] ; Zansler *et al.* [2005].

résultats des simulations dynamiques montrent que le contrôle de l'invasion est plus efficace que le *laisser-faire* : il permet de réduire puis de stabiliser le niveau d'invasion, il génère un niveau de captures de coquilles Saint-Jacques supérieure de 44 % au bout de trente années et une valeur actualisée globale cumulée à l'horizon infini (comprenant les bénéfiques et les coûts du contrôle) supérieure d'environ 25 % à celle du *laisser-faire*. De plus, le contrôle de l'invasion permet une activité de pêche soutenable, alors que le *laisser-faire* aboutit à un arrêt de l'activité au bout de 96 années. Par ailleurs, les auteurs mettent en évidence l'influence de la date de départ du contrôle sur le résultat économique global : la meilleure alternative réside dans une mise en place immédiate du contrôle. Les tests de sensibilité réalisés soulignent l'importance des paramètres économiques et écologiques : le taux d'actualisation, le taux de croissance de l'espèce invasive et la capacité de charge de l'écosystème pour cette espèce. La valeur du taux d'actualisation retenue influence négativement les résultats actualisés des deux stratégies (le contrôle et le *laisser-faire*), mais le contrôle (immédiat, puis retardé de 5 années pour un taux supérieur à 15 %) demeure la meilleure alternative. La prise en compte d'un taux de croissance de l'invasion plus élevé diminue le résultat actualisé du contrôle, mais réduit encore davantage celui du *laisser-faire* qui n'est jamais une solution efficace. Une augmentation de la capacité de charge de l'écosystème pour l'espèce invasive accroît les valeurs actualisées des deux stratégies mais à un taux plus élevé pour le *laisser-faire*. Néanmoins, avec un taux d'actualisation de 5 %, le contrôle demeure la meilleure alternative.

Ces deux exemples d'analyse coût-avantage appliquée à un cas précis ont des résultats différents. Dans le premier cas, les auteurs montrent que le niveau de contrôle de l'invasion de plusieurs herbes exotiques est inefficace : les bénéfiques du contrôle sont inférieurs aux coûts (dommages compris) car il ne permet pas de stopper la progression des espèces invasives et les dommages générés sont considérables. Dans ce cas d'étude, la valeur élevée des services écosystémiques touchés par les invasions justifie un niveau de contrôle plus important, qui doit permettre de réduire le niveau des invasions. Dans le second cas, le niveau du contrôle de l'invasion est efficace : il permet de réduire l'impact économique négatif de l'invasion et d'assurer la pérennité de l'activité commerciale. Par ailleurs, ce programme de contrôle de l'invasion génère une valeur actuelle cumulée à l'horizon infini supérieure d'un quart à une stratégie de *laisser-faire*. Plus généralement, les résultats des modèles empiriques montrent également que l'efficacité des programmes de contrôle des invasions biologiques est conditionnée par certains paramètres bioéconomiques clés : la dynamique des espèces invasives (gouvernée par le taux de croissance intrinsèque et la capacité de charge de l'écosystème), le niveau d'invasion atteint, le montant du dommage occasionné par l'invasion, l'ampleur des coûts du contrôle et le niveau du taux d'actualisation retenu.

6. Conclusion

Après avoir caractérisé le phénomène étudié, cet article s'est attaché à délimiter les conditions d'efficacité du contrôle des invasions biologiques, en s'appuyant sur la littérature économique existante.

Il ressort de cette revue de littérature que le niveau de contrôle de l'invasion socialement efficace peut être unique ou multiple, et qu'il peut aller de l'éradication de l'espèce invasive au *laisser-faire*, en passant par la stabilisation de l'invasion à un niveau intermédiaire grâce à un effort de contrôle permanent. L'arbitrage entre ces niveaux dépend des hypothèses formulées par les différents modèles mais surtout du niveau des paramètres bioéconomiques clés : l'importance du dommage occasionné par l'invasion, l'ampleur des coûts du contrôle (liés au type d'invasion et à l'efficacité de la technologie adoptée), le taux d'actualisation retenu, la dynamique de l'espèce invasive (gouvernée par le taux de croissance intrinsèque et la capacité de charge de l'écosystème) et le niveau d'invasion atteint quand on commence à traiter le problème. En dehors de ces paramètres clés, nous avons montré que la prise en compte d'autres perturbations environnementales peut influencer positivement ou négativement les possibilités et l'efficacité du contrôle, selon la sensibilité des espèces natives et invasives à ces perturbations. De plus, le caractère ambivalent des effets économiques liés à certaines espèces invasives peut modifier le niveau de contrôle de l'invasion socialement efficace. En outre, la prise en compte du comportement des agents est susceptible de modifier les niveaux d'équilibre de la population invasive et du contrôle, selon les types de comportement adoptés.

Ensuite, l'étude des travaux économiques traitant de la question du choix des instruments pertinents pour le contrôle efficace des invasions biologiques montre que ce choix dépend du contexte économique, technique et/ou environnemental. Ainsi, l'instrument de contrôle à privilégier peut dépendre des effets économiques ambivalents possibles des espèces invasives, de l'efficacité technique des instruments, de configurations spatiales des invasions particulières ou des caractéristiques biologiques propres aux espèces invasives.

Finalement, les analyses théoriques appliquées à des cas d'étude précis montrent que les programmes de contrôle des invasions biologiques existants ne correspondent pas à des contrôles optimaux. L'objectif affiché par les gestionnaires d'espèces invasives n'est pas pertinent et l'instrument de contrôle adopté n'est pas toujours le meilleur. Les analyses coût-avantage présentées proposent des résultats différents, quant à l'efficacité des contrôles étudiés, selon les cas d'étude. Ces analyses permettent de retrouver les paramètres bioéconomiques clés qui conditionnent l'efficacité des programmes de contrôle des invasions biologiques, mis en évidence par les travaux théoriques.

Par ailleurs, les recherches peuvent être étendues dans plusieurs directions afin d'améliorer la définition des politiques de contrôle des invasions

biologiques, et de parvenir ainsi à un usage plus efficace des ressources. Lynch et Lichtenberg [2006] identifient des besoins en termes de spécification des processus invasifs (le taux et l'extension de la prolifération) et d'incorporation de systèmes écologiques plus complexes dans les modèles économiques, notamment au travers de modèles plurispécifiques. Les auteurs conviennent de la nécessité de mieux appréhender les comportements humains face aux invasions : la prise de décision en situation risquée et l'impact des actions humaines sur la prolifération. Ils mettent également l'accent sur la prise en compte d'objectifs alternatifs (la maximisation du bien-être versus la minimisation de l'invasion) dans les analyses réalisées.

Références bibliographiques

- ACQUAYE A. K. A., ALSTON J. M., LEE H. et SUMMER D. A. [2005], Economic consequences of invasive species policies in the presence of commodity programs : theory and application to Citrus Canker. *Review of Agricultural Economics*, 27(3), 498-504.
- BARBIER E. B. et SHOGREN J. F. [2004], Growth with endogenous risk of biological invasion. *Economic Inquiry*, 42(4), 587-601.
- BONNIEUX F. et DESAIGUES B. [1998], *Economie et Politiques de l'Environnement*. Précis, Sciences Économiques, Paris : Dalloz.
- BONTEMS P. et ROTILLON G. [2003], *Économie de l'Environnement*. 2^e édition. Collection Repères. Paris : La Découverte.
- BORN W., RAUSCHMAYER F. et BRÄUER I. [2005], Economic evaluation of biological invasions : a survey. *Ecological Economics*, 55(3), 321-336.
- BOUDOURESQUE C. F. [2005], *Les Espèces Introduites et Invasives en Milieu Marin*. 2^e édition. Marseille : GIS Posidonie Publisher.
- BUHLE E. R., MARGOLIS M. et RUESINK J. L. [2005], Bang for buck : cost-effective control of invasive species with different life histories. *Ecological Economics*, 52(3), 355-366.
- BURNETT K. M. [2006], Introductions of invasive species : failure of the weaker link. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 21-28.
- BURNETT K. M., KAISER B., PITAFI B. A. et ROUMASSET J. [2006], Prevention, eradication, and containment of invasive species : illustrations from Hawaii. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 63-77.
- CARLTON J. T. [1987], Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. *Bulletin of Marine Science*, 41(2), 452-465.
- CARLTON J. T. [1989], Man's role in changing the face of the ocean : biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. *Conservation Biology*, 3(3), 265-273.
- CARLTON J. T. et GELLER J. B. [1993], Ecological roulette : the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science*, 261, 78-82.
- CLARK C. W. [1976], *Mathematical Bioeconomics : the optimal management of renewable resources*. New York : John Wiley & Sons. (2^e édition, 1990).
- CLARK C. W. [1985], *Bioeconomic Modelling and Fisheries Management*. New York : John Wiley & Sons.

- CLEAVELAND S., LAURENSEN M. K. et TAYLOR L. H. [2001], Disease of humans and their domestic mammals : pathogen characteristics, host range, and the risk of emergence. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 356, 991-999.
- CONRAD J. M. [1995], Bioeconomic models of the fishery. In D. Bromley (eds.), *Handbook of Environmental Economics*. Londres : Blackwells.
- COSTELLO C. et MCAUSLAND C. [2003], Protectionism, trade, and measures of damage from exotic species introductions. *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4), 964-975.
- COX G. W. [1999], *Alien Species in North America and Hawaii : impacts on natural ecosystems*. Californie : Island Press.
- DALMAZZONE S. [2000], Economic factors affecting vulnerability to biological invasions. In C. PERRINGS, M. WILLIAMSON et S. DALMAZZONE (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham : Edward Elgar.
- DIAMOND J. [1989], Overview of recent extinctions. In D. WESTERN et M. C. PEARL (eds.), *Conservation for the twenty-first century*. Oxford : Oxford University Press.
- DIXIT A. K. et PINDYCK R. S. [1994], *Investment under uncertainty*. Princeton : University Press.
- EISWERTH M. E. et JOHNSON W. S. [2002], Managing nonindigenous invasive species : insights from dynamic analysis. *Environmental and Resource Economics*, 23(3), 319-342.
- EISWERTH M. E. et VAN KOOTEN G. C. [2002], Uncertainty, economics, and the spread of an invasive plant species. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(5), 1317-1322.
- ENSERINK M. [1999], Biological invaders sweep in. *Science*, 285(5435), 1834-1836.
- FAUCHEUX S. et NOËL J. F. [1995], *Economie des Ressources Naturelles et de l'Environnement*. Collection U. Paris : Armand Colin.
- FERNANDEZ L. [2006], Marine shipping trade and invasive species management strategies. *International Game Theory Review*, 8(1), 153-168.
- FERNANDEZ L. [2008], NAFTA and member country strategies for maritime trade and marine invasive species. *Journal of Environmental Management*, 89(4), 308-321.
- FINNOFF D., SHOGREN J. F., LEUNG B. et LODGE D. [2005a], The importance of bioeconomic feedback in nonindigenous species management. *Ecological Economics*, 52(3), 367-381.
- FINNOFF D., SHOGREN J. F., LEUNG B. et LODGE D. [2005b], Risk and nonindigenous species management. *Review of Agricultural Economics*, 27(3), 475-482.
- FINNOFF D., SHOGREN J. F., LEUNG B. et LODGE D. [2007], Take a risk : preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological Economics*, 62(2), 216-222.
- FRÉSARD M. et BONCOEUR J. [2006a], Costs and benefits of stock enhancement and biological invasion control : the case of the bay of Brest scallop fishery. *Aquatic Living Resources*, 19(3), 299-305.
- FRÉSARD M. et BONCOEUR J. [2006b], Controlling the biological invasion of a commercial fishery by a space competitor : a bioeconomic model with reference to the bay of St-Brieuc scallop fishery. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 78-97.
- GABAS J. J. et HUGON P. [2001], Les biens publics mondiaux : conceptions et implications pour la coopération internationale. Synthèses du Haut Conseil de la

- Coopération Internationale, Paris. (<http://www.hci.gouv.fr/lecture/synthèse/biens-publics-mondiaux-bpm.html>).
- GLOWKA L., BURHENNE-GUILMIN F., SYNGE H., MCNEELY J. A. et GUNDLING L. [1994], *A guide to the Convention on Biological Diversity*. International Union for the Conservation of Nature (IUCN), Gland, Suisse.
- HANLEY N. et SPASH C. L. [1993], *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Cheltenham : Edward Elgar.
- HASTINGS A., HALL R. J. et TAYLOR C. M. [2006], A simple approach to optimal control of invasive species. *Theoretical Population Biology*, 70(4), 431-435.
- HEYWOOD V. [1995], *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge : Cambridge University Press.
- HIGGINS S. I., AZORIN E. J., COWLING R. M. et MORRIS M. J. [1997a], A dynamic ecological-economic model as a tool for conflict resolution in an invasive-alien-plant, biological control and native plant scenario. *Ecological Economics*, 22(2), 141-154.
- HIGGINS S. I., TURPIE J. K., COSTANZA R., COWLING R. M., LE MAITRE D. C., MARAIS C. et MIDGLEY G. F. [1997b], An ecological economic simulation model of mountain fynbos ecosystems : dynamics, valuation and management. *Ecological Economics*, 22(2), 155-169.
- HILL G. et GREATHEAD D. [2000], Economic evaluation in classical biological control. In C. PERRINGS, M. WILLIAMSON, et S. DALMAZZONE (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham : Edward Elgar.
- HIRSHLEIFER J. [1983], From weakest-link to best-shot : the voluntary provision of public goods. *Public Choice*, 41, 371-386.
- HOLMES T. P., MURPHY E. A. et BELL K. P. [2006], Exotic forest insects and residential property values. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 155-166.
- HORAN R. D. et LUPI F. [2005a], Economic incentives for controlling trade-related biological invasions in the Great Lakes. *Agricultural and Resource Economics Review*, 34(1), 75-89.
- HORAN R. D. et LUPI F. [2005b], Tradeable risk permits to prevent future introductions of invasive alien species into the Great Lakes. *Ecological Economics*, 52(3), 289-304.
- HORAN R. D. et WOLF C. A. [2005], The economics of managing infectious wildlife disease. *American Journal of Agricultural Economics*, 87(3), 537-551.
- HORAN R. D., PERRINGS C., LUPI F. et BULTE E. H. [2002], Biological pollution prevention strategies under ignorance : the case of invasive species. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(5), 1303-1310.
- HORAN R. D., WOLF C. A., FENICHEL E. P. et MATHEWS K. H. Jr. [2005], Spatial management of wildlife disease. *Review of Agricultural Economics*, 27(3), 483-490.
- HULME P. E. [2003], Biological invasions : winning the science battles but losing the conservation war ?. *Oryx*, 37(2), 178-193.
- JAMES S. et ANDERSON K. [1998], On the need for more economic assessment of quarantine policies. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 42(4), 425-444.
- JAQUETTE D. L. [1972], A discrete time population control model. *Mathematical Biosciences*, 15(3-4), 231-252.
- JENKINS P. T. et MOONEY H. A. [2006], The United States, China, and invasive species : present status and future prospects. *Biological Invasions*, 8, 1589-1593.

- JETTER K. M., CIVEROLO E. L. et SUMNER D. [2003], Ex-ante economics of exotic disease policy : citrus canker in California. In D.A. Sumner (eds.), *Exotic Pests and Diseases : Biology and Economics for Biosecurity*. Ames, Iowa : Iowa State Press.
- JUNQUEIRA-LOPES R., MICHEL P. et ROTILLON G. [1996], Bioeconomic management of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in the presence of environmental externalities. *Marine Resource Economics*, 11(1), 1-9.
- KASULO V. [2000], The impact of invasive species in African lakes. In C. PERRINGS, M. WILLIAMSON et S. DALMAZZONE (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham : Edward Elgar.
- KERMACK W. O. et MCKENDRICK A. G. [1927], Contributions to the mathematical theory of epidemics. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A, Containing Papers of a Mathematical and Physical Character*, 115(772), 700-721.
- KIM C. S., LUBOWSKI R. N., LEWANDROWSKI J. et EISWERTH M. E. [2006], Prevention or control : optimal government policies for invasive species management. *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1), 29-40.
- KNOWLER D. [2005], Reassessing the costs of biological invasion : *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea. *Ecological Economics*, 52(3), 187-199.
- KNOWLER D. et BARBIER E. B. [2000], The economics of an invading species : a theoretical model and case study application. In C. Perrings, M. Williamson et S. Dalmazone (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham : Edward Elgar.
- KNOWLER D. et BARBIER E. B. [2005], Importing exotic plants and the risk of invasion : are market-based instruments adequate ?. *Ecological Economics*, 52(3), 341-354.
- KRCMAR-NOZIC E., VAN KOOTEN G. C. et WILSON B. [2000], Threat to biodiversity : the invasion of exotic species. In G. C. VAN KOOTEN, E. H. BULTE et A. R. E. SINCLAIR (eds.), *Conserving Nature's Diversity*. Burlington : Ashgate.
- LE ROUX J. et BONCOEUR J. [2006], Impact de la prolifération de l'huître creuse sauvage sur les activités conchylicoles et la pêche à pied professionnelle en Bretagne : étude économique. Programme LITEAU II – PROGIG, Rapport 1^{ère} année, UMR M-101 AMURE, Université de Bretagne Occidentale, Brest, France.
- LEUNG B., LODGE D. M., FINNOFF D., SHOGREN J. F., LEWIS M. A. et LAMBERTI G. [2002], An ounce of prevention or a pound of cure : bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences*, 269(1508), 2407-2413.
- LEUNG B., FINNOFF D., SHOGREN J. F. et LODGE D. M. [2005], Managing invasive species : rules of thumb for rapid assessment. *Ecological Economics*, 55(1), 24-36.
- LEVINE J. et D'ANTONIO C. [2003], Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*, 17(1), 322-326.
- LICHTENBERG E. et ZILBERMAN D. [1986], The econometrics of damage control : why specification matters. *American Journal of Agricultural Economics*, 68(2), 261-273.
- LICHTENBERG E. et LYNCH L. [2006], Exotic pests and trade : when is pest free status certification worthwhile ?. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 52-62.
- LÖVEI G. L. [1997], Global change through invasion. *Nature*, 388(6643), 627-628.
- LOVELL S. J., STONE S. F. et FERNANDEZ L. [2006], The economic impacts of aquatic invasive species : a review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 195-208.

- LYNCH L. et LICHTENBERG E. [2006], Foreword, special issue on invasive species. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), iii-v.
- MACK R. N., SIMBERLOFF D., LONSDALE M., EVANS H., CLOUT M. et BAZZA F. A. [2000], Biotic invasions : causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.
- MACPHERSON A. J., MOORE R. et PROVENCHER B. [2006], A dynamic principal-agent model of human-mediated aquatic species invasions. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 144-154.
- MARGOLIS M., SHOGREN J. F. et FISCHER C. [2005], How trade politics affect invasive species control. *Ecological Economics*, 52(3), 305-313.
- MCAUSLAND C. et COSTELLO C. [2004], Avoiding invasives : trade-related policies for controlling unintentional exotic species introductions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48(2), 954-977.
- MCCONNACHIE A. J., DE WIT M. P., HILL M. P. et BYRNE M. J. [2003], Economic evaluation of the successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa. *Biological Control*, 28(1), 25-32.
- MEHTA S. V., HAIGHT R. G., HOMANS F. R., POLASKY S. et VENETTE R. C. [2007], Optimal detection and control strategies for invasive species management. *Ecological Economics*, 61(2-3), 237-245.
- MOFFITT L. J. et OSTEEN C. D. [2006], Prioritizing invasive species threats under uncertainty. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 41-51.
- MOONEY H. A. et CLELAND E. E. [2001], The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98(10), 5446-5451.
- MUMFORD J. D. [2002], Economic issues related to quarantine in international trade. *European Review of Agricultural Economics*, 29(3), 329-348.
- Office of Technology Assessment (OTA) [1993], Harmful non-indigenous species in the United States. Publication n° OTA-F-565, OTA, Congrès américain. Washington : Government Printing Office.
- OLSON L. J. [2006], The economics of terrestrial invasive species : a review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 178-194.
- OLSON L. J. et ROY S. [2002], The economics of controlling a stochastic biological invasion. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(5), 1311-1316.
- OLSON L. J. et ROY S. [2005], On prevention and control of an uncertain biological invasion. *Review of Agricultural Economics*, 27(3), 491-497.
- PASCAL M., LORVELEC O. et VIGNE J. D. [2006], *Invasions Biologiques et Extinctions : 11000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Paris : Editions Belin.
- PERRINGS C. [2002], Biological invasions in aquatic systems : the economic problem. *Bulletin of Marine Science*, 70(2), 541-552.
- PERRINGS C. [2005a], Mitigation and adaptation strategies for the control of biological invasions. *Ecological Economics*, 52(3), 315-325.
- PERRINGS C. [2005b], The socioeconomic links between invasive alien species and poverty. Rapport non publié du Global Invasive Species Program (<http://www.gisp.org/publications/economic/index.asp>).
- PERRINGS C., WILLIAMSON M. et DALMAZZONE S. [2000], Introduction. In C. PERRINGS, M. WILLIAMSON et S. DALMAZZONE (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham : Edward Elgar.

- PERRINGS C., WILLIAMSON M., BARBIER E. B., DELFINO D., DALMAZZONE S., SHOGREN J., SIMMONS P. et WATKINSON A. [2002], Biological invasion risks and the public good : an economic perspective. *Conservation Ecology* 6(1). (<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1>).
- PIMENTEL D., LACH L., ZUNIGA R. et MORRISON D. [2000], Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, 50(1), 53-56.
- PIMENTEL D., ZUNIGA R. et MORRISON D. [2005], Update on the environmental and economic costs associated with alien invasive species in the U.S.. *Ecological Economics*, 52(3), 273-288.
- PLOURDE C. G. [1970], A simple model of replenishable natural resource exploitation. *American Economic Review*, 60(3), 518-522.
- PRESTEMON J. P., ZHU S., TURNER J. A., BUONGIORNO J. et LI R. [2006], Forest product trade impacts of an invasive species : modeling structure and intervention trade-offs. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 128-143.
- Programme des Nations Unies pour l'Environnement [2006], *African's Lakes : Atlas of Our Changing Environment*. Division of Early Warning and Assessment (DEWA), United Nations Environment Program (UNEP). (<http://na.unep.net/AfricaLakes/>).
- REGEV U., GUTIERREZ A.P. et FEDER G. [1976], Pests as a common property resource : a case study of Alfalfa weevil control. *American Journal of Agricultural Economics*, 58(2), 186-197.
- REINHARDT F., HERLE M., BASTIANSEN F. et STREIT B. [2003], Economic impact of the spread of alien species in Germany. R& D Project n° 201-86-211, Département d'Ecologie et d'Evolution, Goethe-University, Francfort, Allemagne. (<http://www.artportalen.se/nobanis/files/EconImpactNeobiota.pdf>).
- ROPARS-COLLET C., MAHÉ L. P. et LE GOFFE Ph. [2005], Management strategies for an invasive species : the importance of stock externalities. *14th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists*, 23-26 juin 2005, Bremen, Allemagne.
- RUIZ G. M. et CARLTON J. T. [2003], *Invasive Species : Vectors and Management Strategies*. Washington : Island Press.
- RUIZ G. M., CARLTON J. T., GROSHOLZ E. D. et HINES A. H. [1997], Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species : mechanisms, extent and consequences. *American Zoologist*, 37, 621-632.
- SAMUELSON P. A. [1954]. The pure theory of public expenditure. *Review of Economics and Statistics*, 36(4), 387-389.
- SAPHORES J. D. M. et SHOGREN J. F. [2005], Managing exotic pests under uncertainty : optimal control actions and bioeconomic investigations. *Ecological Economics*, 52(3), 327-339.
- SETTLE C. et SHOGREN J. F. [2002], Modeling native-exotic species within Yellowstone lake. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(5), 1323-1328.
- SETTLE C. et SHOGREN J. F. [2006], Does the integration of biology and economics matter for policy ? The case of Yellowstone Lake. *Topics in Economic Analysis and Policy*, 6(1), article 9.
- SHAROV A. A. [2004], Bioeconomics of managing the spread of exotic pest species with barrier zones. *Risk Analysis*, 24(4), 879-892.
- SHAROV A. A. et LIEBHOLD A. M. [1998], Bioeconomics of managing the spread of exotic pest species with barrier zones. *Ecological Applications*, 8(3), 833-845.

- SHOGREN J. F. [2000], Risk reduction strategies against the explosive invader. In C. PERRINGS, M. WILLIAMSON, et S. DALMAZZONE (eds.), *The Economics of Biological Invasions*. Cheltenham : Edward Elgar.
- SHOGREN J.F., FINNOFF D., MCINTOSH C. et SETTLE C. [2006], Integration-valuation nexus in invasive species policy. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 11-20.
- SMITH C. S., LONSDALE W. M. et FORTUNE J. [1999], When to ignore advice : invasion predictions and decision theory. *Biological Invasions*, 1(1), 89-96.
- THOMAS M.H. et RANDALL A. [2000], Intentional introductions of nonindigenous species : a principal-agent model and protocol for revocable decisions. *Ecological Economics*, 34(3), 333-345.
- VAN WILGEN B. W., DE WIT M. P., ANDERSON H. J., LE MAITRE D. C., KOTZE I. M., NDALA S., BROWN B. et RAPHOLO M. B. [2004], Costs and benefits of biological control of invasive plants : case studies from South Africa. *South African Journal of Science*, 100(1), 113-122.
- VITOUSEK P. M., D'ANTONIO C. M., LOOPE L. L., REJMANEK M. et WESTBROOKS R. [1997a], Introduced species : a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21(1), 1-16.
- VITOUSEK P. M., MOONEY H. A., LUBCHENCO J. et MELILLO J. M. [1997b], Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- WILCOVE D. S., ROTHENSTEIN D., DUBOW J., PHILIPS A. et LOSOS E. [1998], Quantifying threats to imperilled species in the United States. *Bioscience*, 48(8), 607-615.
- WILLIAMSON M. [1996], *Biological Invasions*. Londres : Chapman et Hall.
- WILLIAMSON M. [1999], Invasions. *Ecography*, 22(1), 5-12.
- WILLIAMSON M. et FITTER A. [1996], The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666.
- WILMAN E. A. [1996]. Pests : sustained harvest versus eradication. *Journal of Environmental Management*, 46(2), 139-147.
- ZANSLER M. L., SPREEN T. H. et MURARO R. P. [2005], Florida's citrus canker eradication program : benefit-cost analysis. EDIS Document n° FE531, Department of Food and Resource Economics, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville.
- ZIVIN J., HUETH B. M. et ZILBERMAN D. [2000], Managing a multiple-use resource : the case of feral pig management in California rangeland. *Journal of Environmental Economics and Management*, 39(2), 189-204.