

INSTITUT UNIVERSITAIRE EUROPÉEN DE LA MER

Mémoire pour l'obtention du Master Sciences de la Mer et du Littoral
Mention "Economie des Ressources marines et de l'Environnement Littoral"



Sous la Direction de M. Philippe Le Goffe, Professeur, de Carole Ropars-Collet, Maître de conférence

Agrocampus - Département Economie Rurale et Gestion- Laboratoire d'économie -,
Rennes

Année universitaire 2004-2005

Table des matières

INTRODUCTION	1
1 LES INVASIONS BIOLOGIQUES : UN PHÉNOMÈNE PRÉOCCUPANT	5
1.1 Un problème biologique mais aussi économique	6
1.1.1 Quel type d'externalités en présence d'invasions?	6
1.1.2 Le contrôle : des aspects de biens publics	8
1.2 Premières approches économiques	9
1.2.1 Modélisation de la compétition entre une espèce indigène et une espèce invasive	9
1.2.2 La question du choix de stratégies de gestion	11
1.3 Un Modèle Avec Externalité De Stock	14
1.3.1 Cas 1 : La biomasse optimale $X(y)$ est une fonction croissante de la taille initiale de l'invasion y	16
1.3.2 Cas 2 : La biomasse invasive $X(y)$ n'est pas une fonction monotone	17
2 LA JUSSIE : UN PROBLÈME BIOÉCONOMIQUE	20
2.1 Une plante envahissante difficile à contrôler	20
2.1.1 Quelques caractéristiques biologiques de la Jussie	21
2.1.2 Les expériences de gestion	23
2.1.3 Les données nécessaires pour mener une analyse économique	25
2.2 Modélisation économique du traitement de l'invasion	26
2.2.1 Le cas statique	26
2.2.2 Le modèle dynamique	27
3 UN MODÈLE APPLIQUÉ	31
3.1 La dynamique de colonisation : exemples avec les cas du marais Poitevin et du Parc naturel de Brière	32
3.2 Estimation de la fonction de valeur	34
3.2.1 Calibrage de la fonction de coût	34

3.2.2	Estimation des dommages	37
3.2.3	La fonction de valeur	39
3.3	Résolution du modèle	39
3.3.1	En statique	39
3.3.2	En dynamique	40
4	ANALYSE DE SENSIBILITÉ ET GESTION DU RISQUE	43
4.1	Analyse de la sensibilité des résultats aux paramètres	43
4.1.1	Propriétés de $V(S^*(\varepsilon))$	44
4.1.2	Quelles incidences dans le marais Poitevin	46
4.2	Cadre théorique du risque	49
4.2.1	Comportement face au risque	49
4.2.2	Risque et invasions biologiques	51
4.3	Illustration dans le cas de notre application d'un risque sur r	52
4.3.1	Le gestionnaire est neutre au risque : $U_{VV} = 0$	53
4.3.2	Le gestionnaire est averse au risque $U_{VV} < 0$	55
	CONCLUSION	59
	BIBLIOGRAPHIE	61
	ANNEXES	67
	Annexe 1 : Mieux reconnaître la Jussie	68
	Annexe 2 : Atteintes aux usages	70
	Annexe 3 : Valeur et utilité en fonction de r	71
	Table des figures	75
	Liste des tableaux	76

REMERCIEMENTS

J'adresse d'abord mes remerciements à Philippe Le Goffe et Carole Ropars qui m'ont accordé leur confiance tout au long de ce stage. Leurs indications et conseils m'ont été d'une aide précieuse.

Je remercie Jean-Pierre Boude et Jacques Haury qui ont accepté de faire partie de mon jury.

Je tiens également à remercier Nicolas Pipet et Jean-Patrice Damien de l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail ainsi que de l'ensemble des données et documents qu'ils m'ont communiqués. L'application du modèle a été rendue possible grâce à leur coopération.

Je souhaite enfin remercier toute l'équipe du séminaire INVABIO - Jussie pour leur accueil. De plus, l'immersion dans la biologie et l'écologie de la Jussie m'a permis de mieux comprendre sa complexité. Les visites de terrain ont également été très enrichissantes.

INTRODUCTION

Environ 15 des 250 000 espèces végétales connues fournissent 90% de la nourriture (Pimentel, 2002). Parmi ces espèces seulement une ou deux sont originaires d'un pays précis. Chaque pays a des milliers d'espèces non indigènes sur son territoire. Beaucoup de ces plantes ou animaux ont été introduits intentionnellement car les plantes originelles ne fournissaient pas assez de nourritures. D'autres ont été introduites par accident. L'introduction d'espèces non-indigènes n'est donc pas forcément un problème, cela peut être un progrès quand par exemple les rendements de cette espèce sont meilleurs et permettent d'aider à réduire les famines. Cependant, dans environ 1% des cas, ces espèces vont se révéler invasives (Williamson, 1996). Ce qualificatif est attribué à "*une espèce allochtone [étrangère], qui s'étant établie dans des écosystèmes ou habitats naturels ou semi-naturels, y est une agent de perturbation et nuit à la diversité biologique autochtone*"¹. On assiste alors à une perte de biodiversité car on va favoriser cette espèce qui est plus productive. Les invasions biologiques peuvent être le fait d'animaux, d'insectes, de plantes, de microbes ... A titre d'exemple, un programme de lutte est mené contre la grenouille taureau. Cette espèce fut introduite en France en 1968 par un particulier qui a rapporté une dizaine d'individus pour son bassin d'agrément. Elle est désormais présente partout en France et réduit considérablement les populations d'espèces autochtones. Une autre invasion biologique est particulièrement célèbre en France : celle du *phylloxera*. Ce puceron a voyagé avec des pieds de vignes américains apportés en France en 1863. Or s'il est inoffensif pour les souches américaines, il n'en est pas de même pour les souches françaises. Son introduction va alors être catastrophique. Ce puceron va se multiplier très rapidement et rendre malades les vignes françaises. La seule solution a consisté à arracher les pieds malades et à les remplacer par des souches américaines sur lesquelles on a greffé des cépages traditionnels mais cela coûtait cher et seuls les grands propriétaires avaient les moyens d'entreprendre ces travaux. Cette invasion a donc engendré une grave crise dans la viticulture française.

Le phénomène n'est donc pas nouveau mais il s'accélère avec la mondialisation des échanges, l'augmentation des flux humains. Ces espèces, démenagées de leur environnement naturel, sont débarrassées de leurs prédateurs habituels et peuvent alors se mettre à

¹Définition de M. Pascal, P. Clergeau et O. Lorvelec

proliférer, mais il est difficile de prévoir si une espèce va se révéler invasive ou non. En effet, une solution souvent avancée consiste à introduire un prédateur pour l'espèce envahissante mais on ne peut pas prédire les conséquences de cette introduction. Cette nouvelle espèce va-t-elle jouer son rôle dans un environnement différent, ne risque-t-elle pas de se révéler invasive ? Le remède pourrait alors s'avérer pire que le mal.

Cette prolifération est transitoire, les espèces finissent par s'acclimater et être régulées mais ce processus est long à l'échelle humaine : un siècle voire deux ou trois. Or, la prolifération de ces espèces, outre qu'elle nuit à la biodiversité, entre bien souvent en concurrence avec des usages humains. Avec les espèces aquatiques, les usages récréatifs, esthétiques, la navigation . . . se trouvent entravés dans leur développement. C'est d'ailleurs là où les usages sont les plus importants que les dommages sont les plus grands. On a donc intérêt à contrôler, traiter ces zones en priorité.

Devant l'importance grandissante du phénomène, un certain nombre d'institutions ont commencé à se pencher sur ce problème. Les Etats-Unis et le Canada coopèrent dans le cadre de la lutte contre les espèces invasives dans la région des Grands Lacs. En France, un programme de recherche national, le programme INVABIO, est lancé en 2000 et renouvelé en 2003. Actuellement une quarantaine d'équipes de recherche pluridisciplinaires travaillent sur le sujet. Les sciences humaines dont l'économie y sont associées. Ce mémoire s'inscrit d'ailleurs dans le cadre du volet sur la Jussie du programme INVABIO 2 qui comprend des aspects biologiques et écologiques bien sûr, contre mais également sociologiques, ethnobotaniques et économiques, le dernier champ d'investigation étant les stratégies de gestion de cette plante.

Nous nous intéresserons donc aux aspects économiques de la lutte Jussie mais en essayant d'y intégrer les éléments biologiques et écologiques cruciaux pour comprendre l'extraordinaire développement de cette plante aquatique. La recherche en économie sur les invasions biologiques est récente particulièrement en France où il existe très peu d'articles publiés sur le sujet. La théorie économique peut pourtant apporter des éléments d'analyse intéressants en particulier les modèles d'économie des ressources renouvelables (Clark (1976),(1985), (1990)). En adaptant ce type de modèle à ce nouveau contexte, nous allons nous concentrer sur la question de la gestion optimale. **Quelle gestion faut-il mettre en oeuvre pour gérer efficacement une invasion biologique ? Quel stock optimal faut-il maintenir si l'éradication est écartée ? La gestion est-elle optimale sur tous les sites ?** Les réponses à ces questions sont importantes pour construire un plan de gestion. La modélisation économique construite fera appel à l'économie publique car les invasions font partie d'une catégorie de biens particuliers : les biens publics. La théorie

économique du risque sera elle aussi utilisée car la gestion de l'invasion se fait dans un environnement incertain.

Dans le premier chapitre, nous allons essayer de prendre la mesure du phénomène des invasions biologiques d'un point de vue économique. Son analyse fait appel à des concepts économiques essentiels pour comprendre les questions que posent ce phénomène. Nous nous servirons ensuite de ces notions pour comprendre les principales analyses économiques développées sur ce sujet.

Dans le second chapitre, nous centrerons notre analyse sur la Jussie et nous verrons pourquoi la théorie économique des ressources renouvelables est pertinente pour l'étudier. Nous exposerons ensuite le cadre théorique de travail. Nous développerons d'abord le cas statique où le temps biologique est inséré dans le temps économique, puis nous intégrerons la préférence pour le présent des agents économiques par le biais du taux d'actualisation.

Dans le troisième chapitre, nous appliquerons ce modèle au cas du marais Poitevin. Les données fiables et complètes recueillies ont été la clef du choix de ce site. Après l'estimation de la dynamique de croissance, nous construirons la fonction de valeur qui nous permettra de résoudre le modèle dans les cadres statiques et dynamiques.

Enfin, dans le dernier chapitre, nous commencerons par étudier la sensibilité de la solution à des variations de paramètres. Ensuite, nous nous intéresserons aux conséquences sur le stock optimal d'un risque portant sur le taux de croissance de l'invasion, dans un cadre général puis dans le cas du marais Poitevin. Ces analyses porteront sur la solution du cas statique.

Les espèces invasives ont été relativement peu étudiées en économie alors qu'elles représentent un phénomène d'ampleur mondial. Si les caractéristiques biologiques et écologiques de ces invasions sont indispensables pour comprendre le phénomène, l'approche économique est également importante. Elle permet de comprendre pourquoi ce problème s'est aggravé au vingtième siècle et peut proposer des seuils de gestion pour lutter de façon efficace économiquement. L'analyse économique des espèces invasives fait appel à des concepts économiques clés comme les externalités et les biens publics.

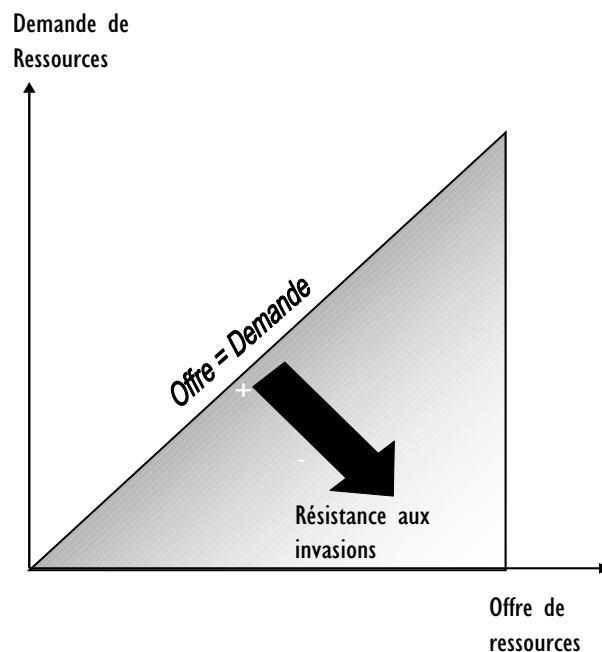
Nous allons donc d'abord rappeler ces notions afin de mieux comprendre les principales analyses économiques menées sur les invasions que nous exposerons par la suite. Dans certains cas, sur le risque notamment, les analyses sur les invasions biologiques sont très rares, nous exposerons donc celles qui ont été menées sur la pêche car c'est un cadre relativement similaire. Enfin, nous nous attarderons sur un modèle particulier qui intègre un effet de stock, très pertinent pour l'étude de la Jussie.

Chapitre 1

LES INVASIONS BIOLOGIQUES : UN PHÉNOMÈNE PRÉOCCUPANT

Aux Etats-Unis, les invasions biologiques seraient responsables à 42% du déclin de la biodiversité (Pimentel, 2002). Ces espèces sont " déménagées " de leur environnement naturel. Quand elles réussissent à s'acclimater, elles peuvent devenir invasives car elles n'ont plus de prédateurs naturels. Elles ont alors un avantage sur les espèces originaires de ce milieu qui, elles, ont gardé des prédateurs. Elles vont alors gagner du terrain sur les autres espèces .

FIG. 1.1 – Offre et demande de ressources



Source : Davis et al, 2000

Quand l'offre de ressources (nourriture) est supérieure à la demande, on a alors un "trop plein" de nutriments et donc un terrain plus favorable aux invasions.

1.1 Un problème biologique mais aussi économique

Le développement des espèces invasives peut être mis en parallèle avec la mondialisation des échanges. En effet, les facteurs économiques permettent de comprendre par quelles voies transitent les espèces invasives (l'introduction intentionnelle d'espèces non-indigènes se fait le plus souvent dans des buts économiques, esthétiques, d'amélioration des rendements de l'agriculture ...) mais aussi pourquoi elles deviennent invasives. Ainsi S. Dalmazzone (2000) a construit un modèle économétrique pour expliquer le développement des espèces non-indigènes. Les variables explicatives introduites sont économiques. Le PIB, la densité de population, la quantité de terres en culture, expliquent une grande part du développement des plantes non indigènes dans le monde. Celui-ci est donc autant un problème biologique qu'économique. Deux problèmes centraux dans la défaillance des marchés s'entremêlent dans le cas des invasions biologiques : la présence d'effets externes et de biens publics.

1.1.1 Quel type d'externalités en présence d'invasions ?

L'introduction d'espèces invasives entraîne ce que l'on appelle un phénomène d'externalités : les prix de marché des espèces invasives ne reflètent pas le coût qu'elles font subir à la collectivité. Cette notion d'effet externe a été introduite par Arthur Cecil Pigou en 1920 *"L'essence du phénomène est qu'une personne A, en même temps qu'elle fournit à une autre personne B un service déterminé pour lequel elle reçoit un paiement, procure par là même des avantages ou des inconvénients d'une nature telle qu'un paiement ne puisse être imposé à ceux qui en bénéficient ni une compensation prélevée au profit de ceux qui en souffrent"*. On parle alors d'économie externe ou d'externalité positive si l'effet est positif et de déséconomie externe (externalité négative) si l'effet est négatif. Quand une espèce non indigène se révèle invasive, la collectivité va subir une externalité car la (les) personne(s) qui a (ont) introduit cette plante ne va (vont) pas la dédommager. L'externalité engendrée par une invasion biologique est publique c'est à dire que peu importe le dommage que vous subissez, vous n'" absorbez pas ce dommage " et donc cela ne diminue pas celui des autres. Cet effet externe est également dynamique car ses conséquences vont être différentes selon la phase dans laquelle se trouve l'invasion.

On peut différencier trois phases dans une invasion (Williamson, 1996) :

- 1- la phase d'introduction et d'implantation ;
- 2- la phase de colonisation de l'environnement ;
- 3- la phase de maturité où l'invasion atteint un certain équilibre.

Durant la première phase, on ne peut pas statuer sur le caractère invasif de l'espèce. En effet selon " la règle des 10% ", (Williamson, 1996) : 10% des espèces exotiques introduites vont réussir à s'acclimater et seules 10% d'entre elles vont se révéler invasives, soit 1% des espèces introduites. Avant d'être qualifiée d'invasive, une espèce doit passer par différents stades (Shogren et Tschirhart, 2005) :

- elle doit être introduite dans un milieu dont elle n'est pas originaire ;
- elle doit être introduite à l'état sauvage ;
- elle doit s'acclimater au milieu et dépasser un certain seuil de soutenabilité ;
- elle doit devenir une peste c'est à dire entraîner des coûts sociaux et écologiques supérieurs aux bénéfices qu'elle engendre.

Il est donc assez difficile d'appliquer les instruments économiques traditionnels de correction des externalités (taxe, subvention, marchés de droits ...) car il existe une grande zone d'incertitude sur le caractère potentiellement invasif d'une espèce lors de son introduction (Knowler et Barbier, 2004). On ne sait pas au moment de l'introduction d'une nouvelle espèce si elle va entraîner une externalité positive (production d'aménités par exemple) ou négative. Cependant, des mesures de correction d'externalités comme l'instauration de droits de douane, ont été étudiées (Margolis et Shogren, 2004). Le problème majeur de cette politique est qu'on se trouve dans l'impossibilité de distinguer entre une protection légitime d'un bien public et les mesures de protectionnisme.

C'est dans les phases deux et trois que la notion d'externalité va prendre tout son sens. Son importance va être différente selon que l'on se trouve au début de la phase 2 ou dans la phase 3. Les dommages ne sont pas les mêmes. Les dépenses entraînées pour réduire l'invasion vont également varier selon la phase dans laquelle on se trouve. Quand le stock est faible et dispersé, les coûts d'arrachage sont élevés car c'est l'arrachage manuel qui va être mis en œuvre. Par contre, quand le stock de plante est élevé on peut mettre en place des solutions moins coûteuses comme l'arrachage mécanique ou le traitement chimique. On est donc en présence d'une externalité de stock : au fur et à mesure que le stock augmente le coût va d'abord décroître, se stabiliser puis augmenter.

1.1.2 Le contrôle : des aspects de biens publics

Les traitements mis en place pour contrôler l'invasion ont un caractère de bien public (Perrings et al., 2002). En économie publique, on classe principalement les biens en deux catégories : les biens publics purs et les biens privés purs. Les biens publics ou les biens collectifs purs ont pour caractéristiques essentielles la non-rivalité d'usage et la non-exclusion. La non-rivalité signifie que l'usage par un agent d'une unité de ce bien n'en prive pas les autres. La non-exclusion reflète l'impossibilité d'exclure par les prix ou par tout autre mécanisme un agent de l'usage de ce bien. Les biens privés purs font a contrario l'objet d'une rivalité et d'une exclusion d'usage. On peut, à partir de ces deux caractéristiques (l'exclusion et la rivalité), définir deux autres catégories de biens intermédiaires entre les biens privés et les biens publics comme dans le tableau ci-dessous.

TAB. 1.1 – Typologie simplifiée des biens

	Exclusion possible	Exclusion impossible
Rivalité	Biens privés purs	Biens communs
Non rivalité	Biens de club	Biens collectifs purs

Source : A. Vallée, 2002

Un bien de club est un bien pour lequel une exclusion peut être mise en place. Ainsi pour un parc naturel, un droit d'entrée peut être réclamé. Une réglementation peut également être une source d'exclusion comme dans le cas d'un permis de pêche. Tant qu'il n'y a pas d'effet d'encombrement, le bien de club satisfait la non-rivalité. En effet, dans le cas d'un parc naturel, quand la fréquentation est trop importante, elle occasionne une perte de bien-être des usagers. Un bien commun est un bien collectif non appropriable. Chacun est libre de le consommer mais à partir du moment où un agent le consomme, il prive les autres agents de son usage. Cette dimension de l'eau est analysée avec "La Tragédie des communs" de Hardin (1968). Les rivières, les lacs, les eaux souterraines ... ne sont pas appropriables et font partie des biens communs. Ils constituent à ce titre des ressources en accès libre. Hardin prend l'exemple d'un pré communal en accès libre où les bergers vont faire paître leurs troupeaux. Puisque ce service est gratuit, les bergers ont intérêt à augmenter le nombre d'animaux de leurs troupeaux, ce qui conduit inexorablement à la raréfaction de l'herbe. La ressource se dégrade à cause de sa surexploitation.

Le contrôle a des aspects de bien public. La mise en quarantaine de l'espèce invasive permet de réduire le risque pour les individus de tout le pays concerné. Il n'y a ni rivalité ni exclusivité. Si on essaye de contenir l'invasion dans une zone donnée, les riverains vont bénéficier de cette mesure même s'ils n'y participent pas. On peut alors se retrouver face

à des problèmes de passagers clandestins : si on demande aux riverains de contribuer au contrôle de l'espèce invasive, certains vont refuser. On ne peut pas les exclure des bénéfices de la mesure. Ils voudront donc en profiter sans avoir à payer. Ainsi, K. Dehnen-Schmutz and al. (2004) se trouvent confrontés à ce problème d'externalité dans leur analyse pour contenir l'invasion du Rhododendron Ponticum dans les îles britanniques. Les agriculteurs qui sont victimes de cette invasion ont intérêt à augmenter leurs mesures pour contrôler l'invasion jusqu'à égaliser leurs coûts de contrôle aux bénéfices engendrés par le recul du Rhododendron. Mais si on réussit dans un site à enrayer la progression du Rhododendron, alors la probabilité que d'autres sites soient envahis diminue. Il y a une divergence entre le bénéfice privé et le bénéfice social retiré du contrôle. On est dans le cadre d'une externalité positive. Les agriculteurs ne vont pas augmenter leur contrôle jusqu'à en égaliser le coût avec le bénéfice marginal social. Le niveau de contrôle qu'ils vont mettre en place va être inférieur au niveau de contrôle optimal pour la société.

C'est le phénomène de prolifération qui crée la nuisance à l'origine de problèmes économiques. Il est donc important de faire intervenir la dynamique de croissance de l'espèce invasive. Une modélisation bio-économique est donc nécessaire pour comprendre le phénomène

1.2 Premières approches économiques

Relativement peu d'études économiques se sont intéressées à ce phénomène dont l'ampleur est grandissante. La plupart d'entre elles sont d'ailleurs très récentes. L'analyse économique permet pourtant d'apporter un angle de vue différent et complémentaire de l'approche biologique classique.

1.2.1 Modélisation de la compétition entre une espèce indigène et une espèce invasive

Pour analyser les invasions biologiques, l'approche dynamique est privilégiée car l'invasion est un processus évolutif caractérisé par différentes phases dont va parfois dépendre le contrôle optimal. Perrings (2000) a cherché à caractériser le sentier dynamique optimal qui conduit à l'équilibre. Pour cela, il se place dans un contexte relativement général. Il suppose une compétition entre une espèce indigène et une espèce invasive en terme d'espace. La mise en place de contrôle de l'invasion est représentée sous la forme d'une variable qui mesure l'effort de gestion de l'invasion. Il suppose trois phases dans l'invasion avec un effet de seuil. D'abord le taux d'invasion est croissant puis se stabilise et enfin décroît quand l'invasion a atteint la capacité de charge de l'écosystème. L'invasion est dite avérée

quand l'espèce dépasse un certain seuil. De sorte que, pour que l'invasion s'étende, il faut qu'elle occupe une certaine part de l'espace. Plus le contrôle est important, plus ce seuil est élevé. Le résultat de ce processus est que l'on peut arriver à un équilibre stable qui est différent de l'éradication. Perrings montre que l'état stationnaire et les caractéristiques du sentier dynamique optimal ne dépendent pas seulement de la dynamique de l'invasion mais également des coûts et bénéfices engendrés par les deux espèces en compétition.

Barbier (2001), Knowler et Barbier (2000) et Knowler (2005) s'inscrivent dans la même logique pour mesurer les impacts économiques de l'introduction d'une méduse (*Mnemiopsis leidyi*) dans une pêcherie d'anchois de Mer Noire. Ils partent de deux principes :

- les impacts de l'invasion vont dépendre de la nature de l'interaction entre les deux espèces ;
- la méthode adéquate pour mesurer les impacts d'une invasion est de comparer la situation initiale : préinvasion à la situation finale : post-invasion.

Beaucoup de modèles sur les invasions biologiques utilisent des modèles proie-prédateur. Les deux auteurs rejettent ce type de modèles car il suppose une certaine stabilité de l'environnement qui autorise les chercheurs à se focaliser sur les relations entre les deux espèces. Or l'introduction d'une espèce invasive peut entraîner un changement suffisamment important dans l'environnement pour qu'on soit obligé de le prendre en compte. En effet, dans le cas étudié, l'introduction de la méduse a entraîné un changement sur la dynamique de croissance de l'anchois. Les auteurs l'ont matérialisé par un changement structurel des paramètres de la fonction stock-recrutement. Ils insistent donc sur l'importance de prendre en compte les caractéristiques biologiques et écologiques d'une invasion pour en mesurer les dommages.

Settle et Shogren (2002) se placent également dans ce cadre avec un modèle de compétition indirecte entre deux espèces de truites. Elles vont se "disputer" l'espace et la nourriture. Mais ce modèle introduit également deux autres prédateurs de l'espèce indigène : l'homme et le Grizzly. La population tire des bénéfices de la présence des deux espèces mais également de la consommation d'un bien composite indépendant des truites du lac. Il existe une instance centrale de gestion qui dispose d'un budget pour améliorer le bien-être des visiteurs. L'Agence va choisir le programme qui maximise le bien-être des visiteurs pour un budget donné. Les auteurs vont examiner trois scénarii et les résultats de chaque scénario vont être différenciés selon que l'on va traiter les aspects économiques et biologiques ensemble ou séparément. Les résultats des simulations montrent que les politiques sont plus efficaces si elles traitent ces deux composantes simultanément.

1.2.2 La question du choix de stratégies de gestion

Suivant la stratégie choisie, l'approche et les concepts économiques utilisés vont différer. Ce choix n'incombe pas aux économistes mais aux gestionnaires qui vont statuer selon l'état de l'invasion. Les économistes interviennent après pour offrir des éléments qui vont permettre de choisir à l'intérieur des catégories entre différentes options possibles.

Deux grands types de stratégies

La majorité des articles publiés sur ce sujet traite de la gestion d'une invasion. Deux grandes catégories de stratégies se dégagent :

- la gestion préventive ;
- la gestion adaptative.

La première stratégie consiste à mettre en place certaines mesures (mise en quarantaine, normes phytosanitaires, liste noire . . .) visant à réduire la probabilité d'occurrence d'une invasion. Elle peut donc être mise en place alors qu'il n'y a pas d'invasion mais aussi quand l'invasion a été contenue pour éviter qu'elle ne se reproduise. La seconde stratégie vise à limiter les dommages d'une éventuelle invasion (arrachage manuel ou mécanique de plantes, utilisation de produits chimiques . . .). Ces deux stratégies ne sont pas exclusives, elles peuvent être mises en place parallèlement, on parlera alors de stratégies mixtes. Certains articles vont s'intéresser à la combinaison optimale entre ces deux stratégies. Cependant la gestion préventive est souvent délaissée en raison de l'incertitude qui pèse sur le potentiel invasif d'une espèce. Mais, même quand on doit gérer une invasion constatée, l'incertitude concernant la dynamique de l'invasion, le type de traitement, la date d'intervention . . . est incontournable. L'incertitude est donc un élément majeur à prendre en compte dans les modèles de gestion d'espèces invasives.

La prise de décision en univers incertain

Un gestionnaire qui doit prendre une décision concernant un événement en univers incertain peut être dans deux situations distinctes :

- il connaît la loi de probabilité de l'événement X , il va donc prendre sa décision en environnement risqué ;
- l'événement X , est purement aléatoire, il doit donc prendre sa décision dans un cadre d'incertitude pur.

Ces situations vont faire appel à des cadres d'analyse différents que nous allons étudier maintenant.

Le cadre du risque

Ce cadre est peu utilisé pour étudier les ressources renouvelables et encore moins pour les invasions biologiques. Cependant, il offre tout de même des perspectives intéressantes. D. Huppert (1995) examine la prise de décision en environnement risqué. Il existe trois états de la nature possibles et trois actions envisageables. Les probabilités d'occurrence des états de la nature sont connues. Le gestionnaire compare alors les espérances d'utilité des revenus correspondants et choisit l'option qui a l'espérance d'utilité la plus élevée. D. Huppert prend une fonction d'utilité additive des revenus. Il suppose donc que le gestionnaire est neutre au risque. Les résultats vont alors dépendre de la forme de la fonction d'utilité.

H. Eggert et P. Martinsson (2003) vont justement essayer de statuer sur le comportement face au risque des pêcheurs. Ils font l'hypothèse de la fonction d'utilité suivante : $U = -e^{-ry}$ avec y le revenu et r la mesure d'aversion absolue pour le risque d'Arrow-Pratt. Ils testent ensuite cette fonction sur une population de pêcheurs commerciaux de Suède.

- si $r > 0$, les pêcheurs sont averses au risque ;
- si $r = 0$, ils sont neutres au risque ;
- si $r < 0$, ils sont risquophiles.

Il s'avère que les pêcheurs sont neutres à 46%, averses à 26% et très averses à 26% également.

Appéré et al. (2003) se sont également penchés sur la réaction des pêcheurs au risque. Ils se sont servis de la méthode d'évaluation contingente sur une population de pêcheurs à pieds qui fait face à un risque sanitaire. Les pêcheurs sont mis en situation de choix entre deux sites : l'un avec un risque faible et l'autre avec un risque élevé. Le questionnaire conduit ensuite les personnes à révéler les modifications de leur comportement dans ces deux scénarii. Ils vont ainsi mesurer les variations de consentements à payer (CAP) face au risque. Les résultats montrent que le comportement est fortement lié à l'information perçue par les pêcheurs, l'information étant relativement difficile à obtenir.

Shogren (2000) s'intéresse aux stratégies qui vont permettre de réduire le risque lié aux invasions biologiques. Il utilise un modèle de risque endogène. Le décideur a alors le choix entre une politique de prévention et une politique de gestion. Les deux politiques sont liées. On doit d'abord évaluer comment et combien les individus vont dépenser privativement pour faire face à une invasion. Il faut ensuite essayer de voir comment une politique publique préventive peut affecter la stratégie des individus et inversement. La prévention crée un seuil dans la fonction de consentement à payer (CAP) pour réduire le risque au

dessus duquel les individus vont passer d'un CAP élevé à un CAP faible. Shogren explique que la prise en compte de ce seuil est cruciale pour éviter une trop grande réduction collective de risque.

L'incertitude

Cette incertitude va être introduite sous différentes formes et à différents niveaux. Ainsi Jensen (2002) considère un modèle où la date de l'invasion comme les dommages potentiels engendrés sont inconnus. Les décideurs ont alors le choix entre les deux stratégies précédemment définies. Ainsi, pour que la stratégie préventive soit optimale, il faut que les dommages attendus soient suffisamment importants. Horan et al. (2002) se placent dans le contexte de gestion préventive. Ils considèrent les espèces invasives comme une pollution biologique en justifiant ce choix par les difficultés rencontrées en essayant d'appliquer les travaux sur le risque aux invasions biologiques. En effet, la plupart des invasions sont " nouvelles " c'est à dire qu'elles sont très différentes les unes des autres. Ainsi, prévenir la probabilité d'occurrence d'une invasion est vain car une fonction de densité de probabilité ne peut être construite pour des événements ponctuels qui n'ont pas de précédents historiques. Une grande incertitude pèsent sur les décisions publiques alors que les dommages en cas d'invasions peuvent être très élevés. Saphores et Shogren (2005) adapte la théorie financière des options réelles à la gestion d'une invasion. Le gestionnaire d'un site a le choix à chaque début de période entre attendre ou traiter. Pour choisir il va minimiser l'espérance actualisée de la somme des dommages et des coûts de traitement. Ils vont aboutir à une solution : un seuil en dessous duquel il est optimal d'attendre. Le problème est que cette valeur cible est mouvante car elle dépend du stock. Ils vont donc tourner le problème en un problème d'élasticité qui va définir le temps d'attente avant l'intervention. Les auteurs insistent sur l'hypothèse que les paramètres biologiques de l'invasion doivent être connus. Or il existe un certain délai entre la découverte d'une invasion et celle de ces paramètres biologiques qui doit donc être explicitement pris en compte.

Eiswerth et Van Kooten (2002) examine un cas particulier d'incertitude : l'état de l'invasion est connu mais imparfaitement. Ils utilisent des variables comme le taux de croissance de l'invasion qui ne sont pas connues avec précision : des variables imprécises. Ils s'intéressent à un cas précis d'invasion : le *centaurea solstitialis* ou chardon doré. C'est une mauvaise herbe très envahissante en Californie qui entraîne des dommages pour l'agriculture locale. Ils construisent un modèle de programmation dynamique stochastique pour choisir entre cinq actions de gestion qui vont de la moins coûteuse (ne rien faire) à la plus élaborée qui combine une gestion adaptative avec une gestion préventive dans un but

d'éradication. Ils vont donc maximiser l'espérance d'utilité des agriculteurs en fonction du traitement mis en œuvre. Le modèle est appliqué sur des données recueillies auprès de scientifiques, d'agriculteurs. Leur conclusion est que plus l'exploitation est productive, plus les solutions coûteuses vont être optimales car ce sont celles qui sont le plus efficace et qui vont donc permettre de minimiser les pertes de profits engendrées par l'invasion. Ainsi, si les dommages causés sont d'autant plus importants que l'exploitation est efficace, il devient alors rentable d'investir dans des techniques coûteuses pour restaurer les profits.

Olson et Roy (2002) s'intéressent à l'espèce invasive seule et essaient de voir sous quelles conditions, il est optimal ou non d'éradiquer l'espèce. Ils utilisent pour cela un modèle bioéconomique dynamique stochastique. Leur approche est intéressante mais comme dans les articles précédents, ils n'introduisent pas d'externalité de stock alors que celle-ci est particulièrement importante dans le cas d'espèces végétales invasives. Ils le feront par la suite dans leur article de 2004 que nous allons étudier plus précisément dans la section suivante.

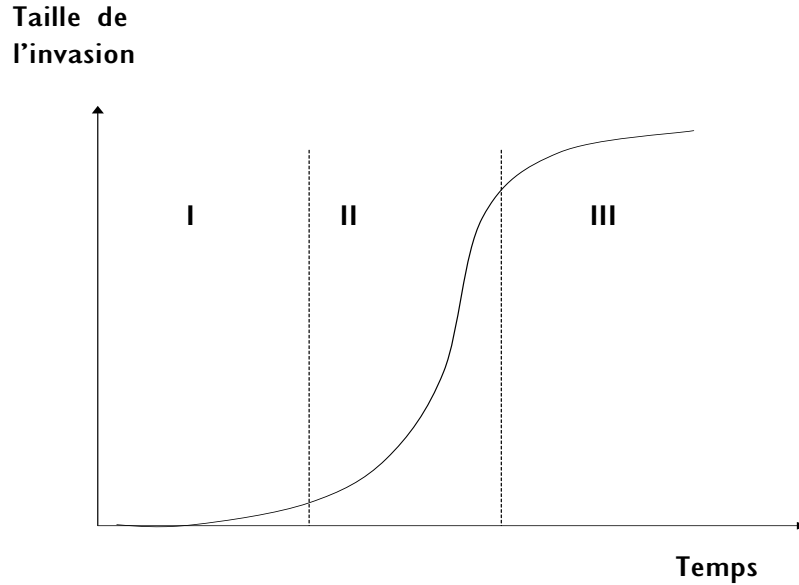
1.3 Un Modèle Avec Externalité De Stock

On parle d'externalité de stock par analogie avec le phénomène observé en économie des pêches car, dans notre cas, il n'y a pas à proprement parler d'externalité. Cet effet de stock fait baisser le coût du contrôle à mesure que le stock augmente mais en étant explicitement pris en compte dans la fonction de coût. Cette "externalité" permet d'obtenir des solutions intermédiaires entre l'éradication et l'absence de contrôle. Elle est donc particulièrement importante à intégrer afin d'avoir des solutions plus réalistes.

Olson et Roy (2004) examinent les aspects économiques du contrôle d'une espèce invasive en minimisant la somme des dommages et des coûts de gestion qu'elle engendre. L'externalité de stock est intégrée dans la fonction de coût en faisant l'hypothèse qu'elle est décroissante par rapport au stock. Ils examinent les conditions sous lesquelles il est optimal d'éradiquer, et celles sous lesquelles ce n'est pas optimal. L'éradication reste une solution possible sous certaines conditions.

La progression de l'invasion est caractérisée par un indicateur de taille (aire occupée par l'espèce, sa population, sa biomasse ...). Ils analysent les invasions dont la courbe de croissance est caractérisée par trois phases : l'introduction (I), la croissance (II) et la stabilisation (III).

FIG. 1.2 – Evolution de l’invasion



Le contrôle s'exerce en réduisant la taille de l'invasion grâce à divers moyens (chimiques, biologiques...). Le contrôle est ici une mesure agrégée de la réduction de taille de l'invasion y . Ce contrôle entraîne des coûts. Ceux-ci vont dépendre positivement du contrôle et négativement de la taille de l'invasion. C'est donc ici qu'est introduite l'externalité de stock. Elle va entraîner un problème de non-convexité dans la fonction de valeur. Le lien entre les coûts et la taille de l'invasion a deux conséquences opposées sur le bénéfice net futur :

- augmenter le contrôle permet de baisser les dommages futurs ;
- augmenter le contrôle augmente les futurs coûts de contrôle.

En effet, il coûte relativement moins cher de contrôler une invasion de grande ampleur (on va pouvoir mettre en œuvre des moyens mécaniques, chimiques ...) qu'une petite invasion (qui risque d'être disséminée et donc moins facilement identifiable et nécessitera des moyens manuels plus coûteux). Il y a donc une incitation à différer le contrôle. Les auteurs vont minimiser la somme des coûts et des dommages futurs pour établir la politique optimale ($P(y)$) en fonction de la taille de l'invasion y .

En mettant en place une politique de contrôle optimale $P(y)$, on obtient une biomasse invasive optimale $X(y) = y - P(y)$. On a alors deux cas :

- soit $X(y)$ est une fonction non décroissante monotone
- soit $X(y)$ a une dynamique plus complexe.

1.3.1 Cas 1 : La biomasse optimale $X(y)$ est une fonction croissante de la taille initiale de l'invasion y

Plus la taille initiale de l'invasion est faible, plus la biomasse optimale va être réduite. La fonction de croissance de l'invasion f est donc monotone et croissante dans ce cas.

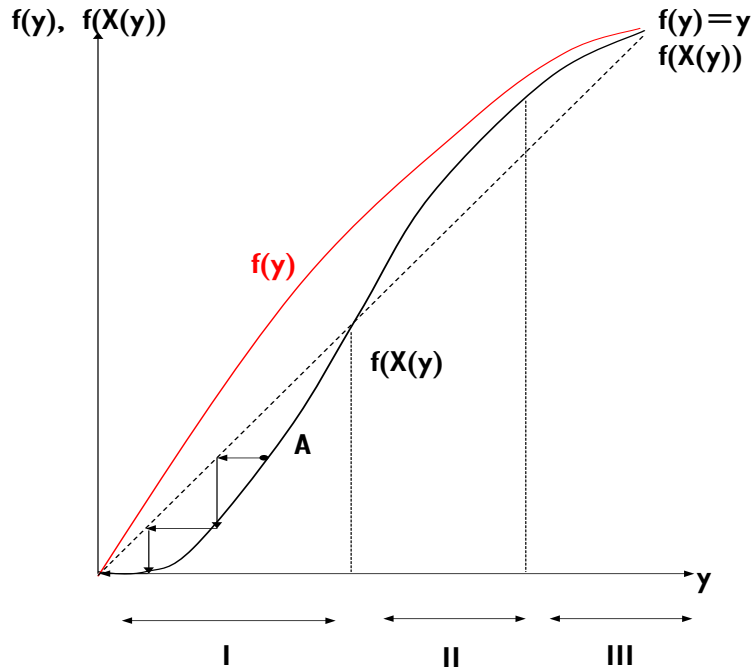


FIG. 1.3 – cas 1 : $f(x(y))$ est monotone croissante

Dans la phase I, on a $f(X(y)) < y$. En mettant en œuvre le contrôle, on réussit à réduire la taille de l'invasion. Dans ce cas, l'éradication est optimale. Ainsi, en partant du point A, la dynamique du contrôle et de l'invasion permet l'éradication. Dans la seconde phase, $f(X(y)) < f(y)$, la croissance de l'invasion avec contrôle est inférieure à celle sans contrôle. La gestion de l'invasion permet de ralentir sa progression. On va donc gérer l'invasion pour réduire les dommages. Dans la dernière phase, $f(X(y)) = f(y) = y$, le contrôle ne sert plus à rien car on ne réussit ni à réduire la taille de l'invasion, ni à ralentir son avancée. A ce dernier stade, il est optimal de ne rien faire car l'invasion est en phase d'atteindre sa capacité de charge.

1.3.2 Cas 2 : La biomasse invasive $X(y)$ n'est pas une fonction monotone

$X(y)$ suit ici une dynamique plus complexe comme on le voit sur la figure ci-dessous

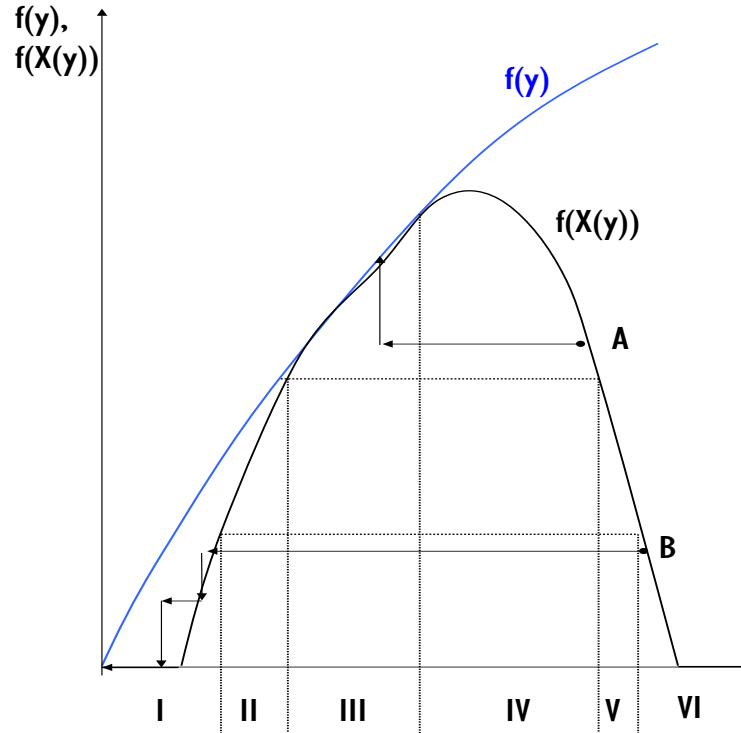


FIG. 1.4 – cas 2 : $f(X(y))$ suit une dynamique plus complexe

La fonction de croissance de la biomasse optimale après le contrôle $f(X(y))$ est croissante puis décroissante. Le contrôle optimal n'est alors plus une fonction monotone. En effet, dans la première phase (I) où la taille de l'invasion est réduite, il est optimal d'éradiquer l'espèce invasive. Si l'invasion se trouve en phase II, le contrôle est efficace. Par contre, en III, il n'est plus optimal de contrôler l'invasion (cf cas I). Jusque-là le raisonnement est le même que dans le cas 1. A partir de la phase IV, les deux cas divergent. Il n'est toujours pas optimal de gérer l'invasion mais pour des raisons différentes. Prenons le cas du point A. : contrôler l'invasion en ce point va permettre de réduire sa taille mais pas suffisamment pour sortir de la zone où le contrôle est inutile, il vaut donc mieux adopter une stratégie de "laisser faire". Gérer l'invasion dans la phase IV, même si on réussit à la réduire est vain. Dans la phase V, le contrôle redevient optimal, car on peut réduire la taille de l'invasion suffisamment pour se retrouver dans la phase II. En VI, l'éradication est la meilleure solution. Ainsi en B, en gérant l'invasion, on peut réussir à diminuer la taille de l'invasion pour rentrer dans la phase I où l'éradication est optimale.

On voit bien dans ce cas à quel point la stratégie optimale va dépendre de la taille initiale de l'invasion.

Les auteurs caractérisent ensuite précisément les conditions sur les coûts et dommages marginaux sous lesquelles il est optimal ou non d'éradiquer l'invasion. La prise en compte de l'externalité de stock permet d'obtenir des solutions intermédiaires entre ne rien faire et éradiquer l'invasion. Le sentier optimal n'est plus une fonction monotone. Certes, l'article laisse de côté l'aspect stratégie de prévention mais dans le cas plus particulier de la Jussie, l'invasion est présente et ce sont donc les stratégies de gestion qui sont les plus adaptées.

Cependant malgré la présence de l'externalité de stock, l'éradication peut être une solution optimale dans les deux cas. Cette singularité est en partie due à une des hypothèses de départ : $C_a(a, y) + C_y(a, y) > 0$, l'augmentation des coûts due au traitement de l'invasion est plus importante que la baisse des coûts entraînée par l'accroissement de la taille du stock. On a donc ici une hypothèse qui restreint l'impact de l'externalité de stock.

La jussie peut-être analysée dans un cadre similaire car elle a toutes les caractéristiques d'une invasion. L'externalité de stock apparaît être une hypothèse cruciale pour expliquer les politiques de gestion autres que l'éradication de cette plante menée dans certains cas depuis une dizaine d'années.

La Jussie, plante aquatique amphibie, constitue une invasion biologique. Elle fait d'ailleurs partie des espèces étudiées dans le cadre du programme INVABIO 2 lancé il y a un peu plus de deux ans par le Ministère de la recherche. Quarante équipes pluridisciplinaires travaillent actuellement sur les invasives afin d'essayer de répondre à des questions cruciales telles que pourquoi une espèce devient-elle invasive, quels sont les moyens de lutte, peut-on prévoir une invasion, quelles activités humaines favorisent les invasions ?... Les aspects économiques et sociologiques sont également étudiés. L'approche économique va tenter de valoriser les dommages et les coûts d'une invasion pour trouver un seuil optimal de gestion. On va alors se demander s'il est optimal de contrôler tous les sites à n'importe quel prix.

Cependant, l'étude sous l'angle économique ne doit pas laisser de côté les caractéristiques biologiques de l'espèce qui sont à l'origine de son caractère invasif. En effet, celles-ci doivent être intégrées dans le modèle économique afin de prendre en compte la spécificité des invasions biologiques.

Nous allons donc dans la première section, essayer de comprendre pourquoi la Jussie est classée dans les pires pestes mondiales. Ses caractéristiques biologiques en font une plante très compétitive et compliquent considérablement les opérations de contrôle. Dans la seconde section, nous verrons pourquoi cette invasion peut être étudiée à l'aide de la théorie économique des ressources renouvelables. La connaissance de la dynamique de colonisation et de la fonction de coût est alors cruciale pour mener une analyse économique et appliquer un cadre théorique proche de l'économie des ressources renouvelables.

Chapitre 2

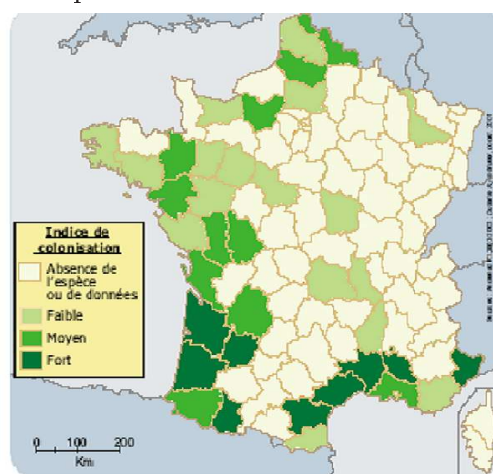
LA JUSSIE : UN PROBLÈME BIOÉCONOMIQUE

En France, nous sommes confrontés à une plante particulièrement envahissante : la Jussie ou *Ludwigia spp.* Elle a été introduite en France il y a environ 200 ans de manière accidentelle. Elle est désormais présente dans la plupart des régions même si on la rencontre principalement sur la façade atlantique et autour de la Méditerranée. Les mesures de contrôle entreprises sont lourdes et leurs coûts grandissants ont poussé les économistes à s'intéresser à ce phénomène invasif qui ne cesse de s'amplifier.

2.1 Une plante envahissante difficile à contrôler

La Jussie est classée parmi les pires pestes mondiales. Elle est présente en France surtout dans l'ouest et le sud de la France mais petit à petit, elle remonte vers le nord cf figure 2.1.

FIG. 2.1 – Répartition de la Jussie en France en 2002



Source : Ancrenaz K. 2002

De par ses caractéristiques biologiques, cette plante s'adapte facilement aux différents milieux aquatiques. De plus, sa résistance et sa reproduction par bouturage en font une peste très difficile à traiter.

2.1.1 Quelques caractéristiques biologiques de la Jussie

La Jussie fait partie des plantes aquatiques envahissantes les plus préoccupantes. En effet, depuis environ 20 ans, elle connaît une progression importante. La fleur de la Jussie présente un intérêt ornemental (cf annexe 1) qui a grandement favorisé sa propagation.

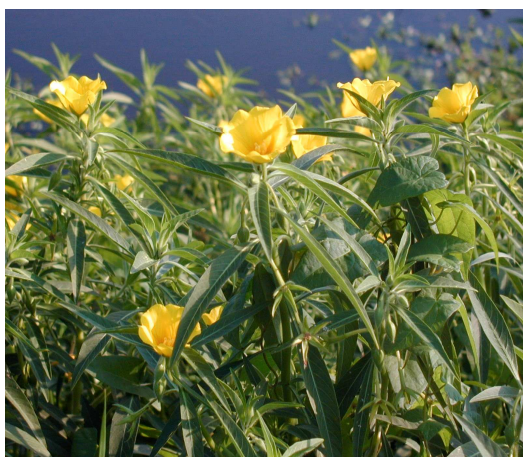


FIG. 2.2 – Fleur de *Ludwigia uruguayensis*
Cliché JP Damien PNR de Brière



FIG. 2.3 – Jussie en phase de colonisation
Cliché M. Leplat Etang d'Apigné

Trois espèces de Jussies sont présentes en France mais seules deux d'entre elles présentent un caractère invasif : la *Ludwigia uruguayensis* ou *grandiflora* et la *Ludwigia Peploides*. Différencier ces deux taxons est important pour lutter contre leur propagation. En effet, si celle-ci s'effectue principalement par bouturage, elle peut également s'effectuer par les fruits de la *Ludwigia peploides* (cf annexe 1)(alors que ceux de la *Ludwigia Uruguayensis* ne donnent pas lieu à germination). Un fragment de tige peut constituer une bouture. Celle-ci peut subsister pendant une relativement longue période à la surface de l'eau. Quand elle se dépose dans un environnement favorable, elle se développe pour donner une plante. La Jussie a donc une capacité de régénération importante qui constitue un argument commercial certain. Cette plante est toujours en vente actuellement pour orner les bassins d'agrément. Malheureusement, les impacts environnementaux négatifs de cette plante sont parfois oubliés . . . Ils sont pourtant nombreux et loin d'être négligeables (voir également en annexe 2).

TAB. 2.1 – Impacts écologiques de la Jussie

Impacts sur :	
Le milieu naturel	<ul style="list-style-type: none"> - accélération du comblement des milieux - gêne vis à vis des écoulements (irrigation drainage) - baisse de la teneur en oxygène (risque d'asphyxie des poissons) - perte de biodiversité
Les activités humaines	<ul style="list-style-type: none"> - gêne pour la circulation des bateaux - gêne pour les activités de loisirs (baignade, nautisme, pêche, chasse)

Source Conseil Général des Landes

Le caractère invasif de la Jussie est lié à des caractéristiques physiques qui lui permettent une grande adaptabilité à nos milieux aquatiques. C'est une plante pérenne à cycle annuel dont la croissance s'effectue de mars à septembre. Elle obéit ainsi à deux dynamiques :

- intra annuelle : la croissance de la plante
- inter annuelle : la colonisation des milieux

TAB. 2.2 – Principales caractéristiques de la Jussie

Morphologie	<ul style="list-style-type: none"> - Hydrophyte fixée amphibie - Caractère polymorphe selon les conditions du milieu - Tige rigide - Fleurs jaunes de 2 ou 3cm de diamètre
Biologie, écologie	<ul style="list-style-type: none"> - Colonisation essentiellement par fragmentation puis par bouturage - Eaux bien éclairées jusqu'à 3m de profondeur - Ubiquiste vis à vis de la minéralisation et du Ph - Grande capacité d'adaptation à la disponibilité des nutriments. Eaux mésotrophes à eutrophes

Source : Etudes des Agences de l'eau n° 68, 1997

La biologie et l'écologie de la jussie sont importantes à comprendre pour lutter de manière efficace. Les actions de gestion menées ont montré que la connaissance de la plante était la condition sine qua non à la réussite d'un plan de contrôle.

2.1.2 Les expériences de gestion

Avant de mettre en place des opérations de gestion, il est nécessaire de définir des objectifs précis en adéquation avec les moyens alloués. Cette phase est indispensable pour construire un plan de gestion adapté aux besoins. Celui-ci doit tenir compte des contraintes liées aux milieux d'intervention. Chaque milieu (canal, cours d'eau, étang, prairie humide ...) a ses spécificités. Ainsi, dans le parc naturel régional de Brière, l'intervention mécanique a été écartée en partie à cause d'un sous-sol instable (difficultés d'intervention pour les engins terrestres) et d'une faible hauteur d'eau en fin d'été (problèmes de navigabilité pour les bateaux faucardeurs-chargeurs).

Les principales techniques d'intervention

Pour éviter la dispersion de boutures, il est indispensable de prendre des précautions draconiennes afin d'éviter qu'une action censée réduire la colonisation de jussies n'aboutisse à l'effet inverse ! Deux principales mesures doivent donc être prises :

- la pose de filets suffisamment fins pour retenir les boutures et fragments de jussies.
- la réalisation de batardeaux c'est à dire de barrages de terre étanches qui isolent la zone traitées des autres zones.

En revanche, mieux vaut éviter les barrages flottants qui vont laisser passer les boutures.

L'intervention mécanique. (cf annexe 1) Une réflexion approfondie doit d'abord être menée pour être sûr que ce type d'intervention, traumatisante pour le milieu, soit indiqué. Elles sont généralement nécessaires dans les zones très envahies mais pas suffisantes. Une récolte manuelle doit généralement être effectuée en complément.

- le faucardage. Cette technique coupe les plantes à l'aide de cisaille. Elle doit être employée avec précaution car elle est susceptible de produire un grand nombre de boutures.
- l'arrachage à la pelle mécanique. Réservée aux opérations de grande ampleur, cette technique permet d'arracher la plante en entier mais nécessite une bonne accessibilité du site. Elle peut s'effectuer à la griffe ou au godet, cette dernière technique étant plus fiable pour extraire l'intégralité de la plante. Cependant les engins sont en général peu sélectifs et il est important de connaître les autres espèces présentes notamment les remarquables.
- le curage. Il s'agit plus d'une intervention de restauration de cours d'eau quand celui-ci est totalement envasé. Des opérations d'entretien seront alors primordiales afin d'éviter une recolonisation rapide par des espèces invasives qui n'ont alors plus

aucun concurrent.

La récolte manuelle La récolte manuelle est indiquée pour les zones sensibles et de petite échelle. De plus, la Jussie étant une plante pérenne, un entretien manuel régulier doit être effectué après une opération de grande ampleur afin de pérenniser les résultats obtenus. Ce travail très pénible doit être effectué en début de saison à l'émergence des plants.

Les techniques combinées Il est possible de mettre en place en parallèle des interventions chimiques qui permettent d'optimiser les opérations d'arrachage. Cependant, l'utilisation unique d'herbicide est à proscrire en raison de son efficacité limitée et de sa faible sélectivité. De plus, le traitement chimique fait actuellement débat du fait de ses conséquences sur le milieu.

Quelques éléments à prendre en compte pour l'établissement d'un plan de gestion

Un certain nombre d'étapes doivent être menées pour construire un plan de gestion efficace. Il ne s'agit pas ici d'une liste exhaustive mais plutôt indicative.

- **Définir des objectifs clairs, cohérents et stables dans le temps.** Cela nécessite une phase de réflexion poussée pour ne pas se lancer trop tôt dans une intervention. La Jussie est une plante complexe dont il faut prendre la mesure pour lutter contre elle efficacement. De plus, les objectifs ne doivent pas suivre le cycle électoral car on risque de réduire à néant les efforts antérieurs.
- **Identifier à l'intérieur d'un site, les zones où l'intervention est incontournable et celles où ce n'est pas une priorité.** Les dommages engendrés par l'invasion sont le critère principal de choix. En revanche, si un plan d'eau par exemple ne fait pas l'objet d'intervention, il n'est pas pour autant exempt de contrôle car il constitue un foyer de potentielle recontamination du site. Il doit donc faire l'objet d'une "quarantaine" expliquée aux usagers et riverains du site.
- **Définir les contraintes techniques et biologiques liées aux milieux d'intervention.** L'intérêt porté à la biodiversité est également un élément à prendre en compte. Si on laisse la Jussie se propager, on risque de perdre un certain nombre d'espèces végétales parfois remarquables. Cependant, une intervention mécanique et/ou chimique peut aboutir à ce même résultat. L'intervention manuelle sera dans ce cas à privilégier à condition de former les personnels d'intervention et de les informer de l'intérêt environnemental de leur travail souvent pénible.

- **Prendre en compte le cycle biologique de la plante.** La Jussie est une plante pérenne à cycle inter annuel et intra annuel. Suivant le mode d'intervention, le choix de la date de début des ramassages est crucial. Cette date n'est pas immuable dans le temps. Les conditions climatiques vont fortement influencer la croissance intra annuelle. Il faut donc être très réactif dans le déclenchement des opérations pour optimiser leur efficacité. De plus, étant donné que l'éradication n'est pas une solution envisageable, il faut bien faire comprendre aux gestionnaires du site que ces opérations devront être renouvelées chaque année même si leur ampleur est variable. Suite à une grande intervention sur un site très envahi, des interventions manuelles d'entretien sont nécessaires au minimum deux fois par an.
- **Informé la population.** L'intervention peut être lourde et gêner les usagers et les visiteurs. Ceux-ci doivent donc comprendre les enjeux de telles mesures et apprendre les gestes à éviter. Cela permet de les associer à la protection du site et de valoriser les personnels d'intervention qui réalisent un travail ingrat mais très bénéfique.

2.1.3 Les données nécessaires pour mener une analyse économique

Ces informations portent principalement sur les coûts de gestion, sur la dynamique de croissance et sur le stock.

Les informations comptables

Ces données sont nécessaires à l'estimation de la fonction de coûts même si elles ne sont pas suffisantes. Des informations sur le stock seront également indispensables.

- coûts d'études, d'expertise pour élaborer un plan de gestion
- personnel (nombre de saisonniers, durée d'intervention et leur salaire de base, nombre d'encadrants et leur salaire);
- sous-traitance : coût de l'intervention, durée, quantités prélevées ;
- matériel acheté, année d'acquisition, coût, pourcentage de temps consacré à l'utilisation pour la Jussie, durée d'amortissement ;
- coût d'enlèvement des jussies
- coût de retraitement éventuel ;
- autres coûts.

Les informations comptables recueillies, doivent, d'une manière générale, permettre de reconstituer le coût des opérations menées.

Les informations biologiques

Ce sont les données les plus difficiles à obtenir car si des informations comptables au moins partielles sont disponibles, les informations biologiques sont bien souvent très approximatives. De plus, les unités utilisées d'un site à l'autre sont souvent différentes donc peu comparables compte tenu des difficultés de conversion.

- dynamique de la plante : évolution de la surface ou du linéaire colonisé ;
- stock : évolution de la quantité de Jussies présente ;
- évolution des quantités prélevées.

Les données sur les prélèvements et le stock doivent être dans la même unité ou à défaut pouvoir être converties.

2.2 Modélisation économique du traitement de l'invasion

La majorité de la littérature sur les invasions biologiques s'inspire de celle sur l'exploitation des ressources renouvelables. Une différence majeure est cependant à noter : la théorie de l'économie des ressources naturelles renouvelables se focalise sur la gestion d'espèces qui entraînent des bénéfices d'usages (cf Clark 1976, 1985, 1990) alors que les invasions biologiques engendrent des pertes d'usages (Olson et Roy, 2002). Le prélèvement de la Jussie n'entraîne donc pas de bénéfices mais des coûts. Suivant le traitement employé, la date d'intervention, les modalités de l'intervention, l'état de la colonisation ... le coût sera différent et peut s'avérer être très important. De plus, laisser proliférer cette plante peut être dommageable pour l'environnement suivant les qualités du site (biodiversité, usages récréatifs ...). Il est donc nécessaire de prendre en compte ces deux aspects du problème pour statuer sur la pertinence d'une intervention.

Le cadre théorique développé ici s'inspire largement de l'article de C. Ropars-Collet, L-P. Mahé, P. Le Goffe et A. Million (2005).

2.2.1 Le cas statique

Nous allons dans un premier temps raisonner dans un cadre statique pour ensuite faire évoluer le modèle dans le cadre dynamique.

Définition des paramètres

- y : prélèvement
- S : stock de biomasse

- $C(y, S)$: fonction de coût supposée croissance en y et décroissante en S (externalité de stock)
- $D(S)$: fonction de dommage croissante à taux croissant
- $V(y, S)$: fonction de valeur telle que $V(y, S) = C(y, S) + D(S)$
- $G(S) = rS(1 - S/K)$: fonction de croissance de la biomasse avec K la capacité de charge du milieu

Le planificateur va donc minimiser la fonction de valeur pour trouver le stock optimal. A l'optimum, on suppose : $\frac{dS}{dt} = G(S_t) - y_t$ c'est à dire que le prélèvement y va servir à se maintenir à l'équilibre. On a donc le programme suivant :

$$\begin{cases} \min V(y, S) = C(S, y) + D(S) \\ sc = \frac{dS_t}{dt} = G(S_t) - y \end{cases}$$

En intégrant directement la contrainte dans le programme, on obtient :

$$\min C(S, G(S_t)) + D(S)$$

Ce qui nous donne la condition nécessaire suivante :

$$\Rightarrow C_S + C_y \times G_S + D_S = 0 \quad (2.1)$$

$$\Rightarrow C_Y = -(D_S + C_S)/G_S \quad (2.2)$$

Le coût du prélèvement d'une unité supplémentaire doit être égal au coût marginal social par unité de stock supplémentaire.

Sans l'hypothèse d'externalité de stock, on aurait de grandes chances d'avoir $C_S > 0$ et donc la solution de l'équation 2.1 serait $S = 0$ ou $S = K$ suivant la fonction de dommages. Or l'éradication paraît irréalisable pour les gestionnaires car cela entraîne des coûts très importants. L'hypothèse de la présence d'une externalité de stock apparaît réaliste et en accord avec les difficultés rencontrées par les acteurs de terrain face à cette plante envahissante.

2.2.2 Le modèle dynamique

Dans le modèle précédent, nous avons intégré le temps "biologique" avec la fonction de croissance, nous allons maintenant introduire le temps "économique" avec la préférence pour le présent matérialisée par le taux d'intérêt i .

$$\begin{cases} \min \int_0^{\infty} e^{it} (C(S_t, y_t) + D(S_t)) dt \\ sc \frac{dS_t}{dt} = G(S_t) - y_t \end{cases}$$

Cela revient à maximiser le Hamiltonien courant suivant :

$$\tilde{H} = -D(S_t) - C(y_t, S_t) + \mu[G(S_t, y_t) - y_t]$$

Où μ est la valeur courante.

Le stock optimal S^* doit satisfaire les conditions suivantes :

$$\begin{aligned} \frac{\partial \tilde{H}}{\partial y_t} &= -C_y(y_t, S_t) - \mu = 0 \\ y_t \times (C_y + \mu) &= 0 \\ \dot{\mu} - i\mu &= -\frac{\partial \tilde{H}}{\partial S_t} + D_S + C_S \\ \frac{\partial \tilde{H}}{\partial \mu} &= \dot{S} = G(S_t, y_t) \\ \lim_{t \rightarrow \infty} \mu \times e^{-it} \times S &= 0 \end{aligned}$$

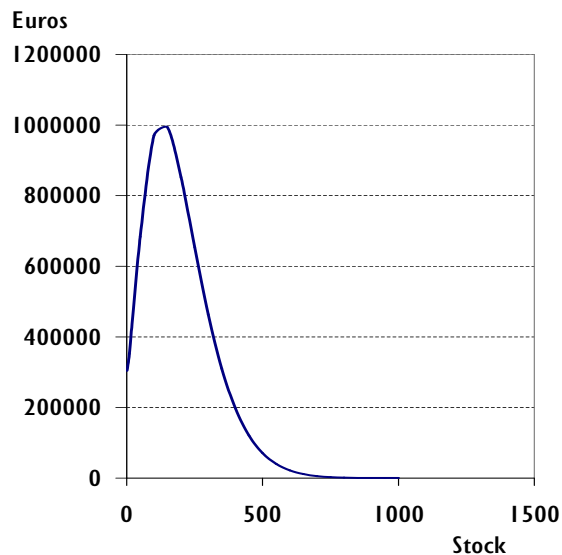
A l'état stationnaire, la condition nécessaire pour que le stock soit optimal est donc :

$$C_S(S^*, y^*) + D_S(S^*) + C_y(S^*, y^*) \times (G_S(S^*) - i) = 0 \quad (2.3)$$

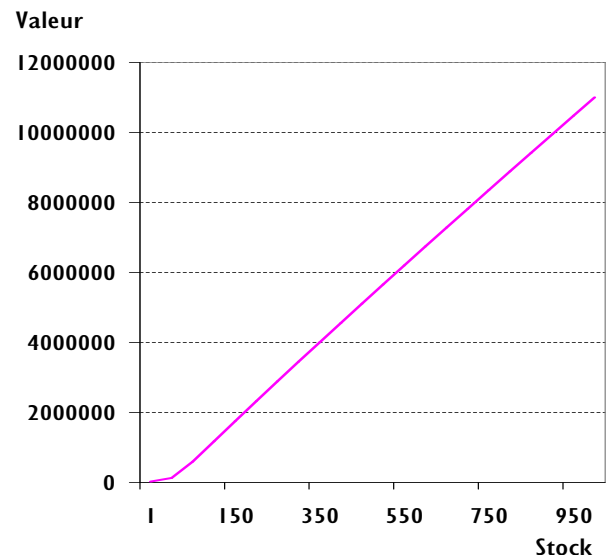
$$\Rightarrow C_y = -(D_S + C_S)/(G_S - i) \quad (2.4)$$

On doit donc égaliser le coût marginal du prélèvement au coût marginal social actualisé de l'invasion.

FIG. 2.4 – Cas extrêmes



2.6.1 Fonction de valeur avec grande externalité de stock



2.6.2 Fonction de valeur avec petite externalité de stock

Pour illustrer les cas extrêmes, nous avons pris une capacité de charge de 1000 unités. La figure 2.6.1 nous montre qu'en cas de très forte externalité de stock, on peut avoir intérêt à ne pas gérer l'invasion puisque le minimum de la fonction de valeur est atteint

quand le stock est égal à la capacité de charge. Les dommages sont dans ce cas relativement faible par rapport à l'externalité de stock.

Le cas inverse est illustré par la figure 2.6.2. L'externalité de stock est ici faible comparativement aux dommages. La solution qui minimise la fonction de valeur est alors l'éradication.

L'introduction d'une externalité de stock n'est donc pas une condition suffisante pour trouver une solution intermédiaire mais c'est une condition nécessaire.

Nous avons présenté dans le chapitre précédent un cadre théorique adapté au problème de la Jussie. Cependant, il s'agit d'un problème très concret et l'application du modèle théorique est importante pour proposer une analyse opérationnelle. La très grande variabilité inter-sites que les participants au séminaire INVABIO nous ont confirmé, nous a conduit à privilégier l'étude d'un site pour lequel nous disposions de données fiables. La lutte contre la Jussie étant relativement récente, et même si les données recueillies se sont enrichies au fil des ans, il est difficile d'obtenir les données nécessaires à une étude économique. Le marais Poitevin a été le seul site pour lequel nous avons pu calculer le stock de plantes. C'est ce qui a guidé notre choix pour appliquer notre modèle. Même s'il a été impossible d'obtenir une estimation du stock dans le Parc Naturel Régional de Brière, les données assez complètes disponibles nous ont permis de conforter les hypothèses émises pour le marais Poitevin.

Nous allons donc d'abord estimer la dynamique de croissance de la jussie puis calibrer les fonctions de coût et de dommages avec les données du marais Poitevin et enfin essayer de résoudre le modèle et donc de trouver le stock optimal de Jussies sur ce site.

Chapitre 3

UN MODÈLE APPLIQUÉ

Pour appliquer notre modèle, nous nous sommes servis des données sur le Parc naturel régional de Brière et sur le Marais Poitevin. Le marais Poitevin constitue un site particulièrement intéressant à analyser d'un point de vue économique car c'est l'un des rares sites où un gestionnaire unique (l'Institut Interdépartementale du Bassin de la Sèvre Niortaise, IIBSN) s'occupe de la totalité des espaces colonisés par la Jussie. Cela permet d'instaurer une cohérence d'action et d'éviter des problèmes d'externalités. En effet, supposons qu'un cours d'eau alimente un étang pour ensuite "continuer son chemin". Si la Jussie est présente dans le cours d'eau, celui-ci va inmanquablement contaminer l'étang. Si les gestionnaires sont différents et qu'ils ne se concertent pas pour mener une action cohérente, une certaine inefficacité peut en résulter. Les deux gestionnaires peuvent traiter la Jussie mais si le traitement dans le cours d'eau aboutit à un afflux de boutures dans l'étang, celui-ci va se retrouver envahi comme si rien n'avait été fait. Le propriétaire de l'étang subit une externalité négative de la part du gestionnaire du cours d'eau.

D'autre part, l'IIBSN bénéficie d'un partenariat avec le CEMAGREF de Bordeaux depuis le début de son action contre cette plante. Des expérimentations ont d'abord été menées durant les quatre premières années de lutte contre la Jussie (1994-1998) afin d'établir un plan de gestion efficace et le CEMAGREF continue d'assurer le suivi scientifique des actions menées. Cela permet d'obtenir un éventail de données plus large que sur les autres sites. L'information est centralisée, les actions sont renouvelées tous les ans : il n'y a donc pas de "trous" dans les données, très complètes. C'est le seul site, où, grâce au recensement des herbiers par taille, nous avons pu calculer une estimation du stock : donnée cruciale pour notre modélisation, en particulier pour calibrer la fonction de coût.

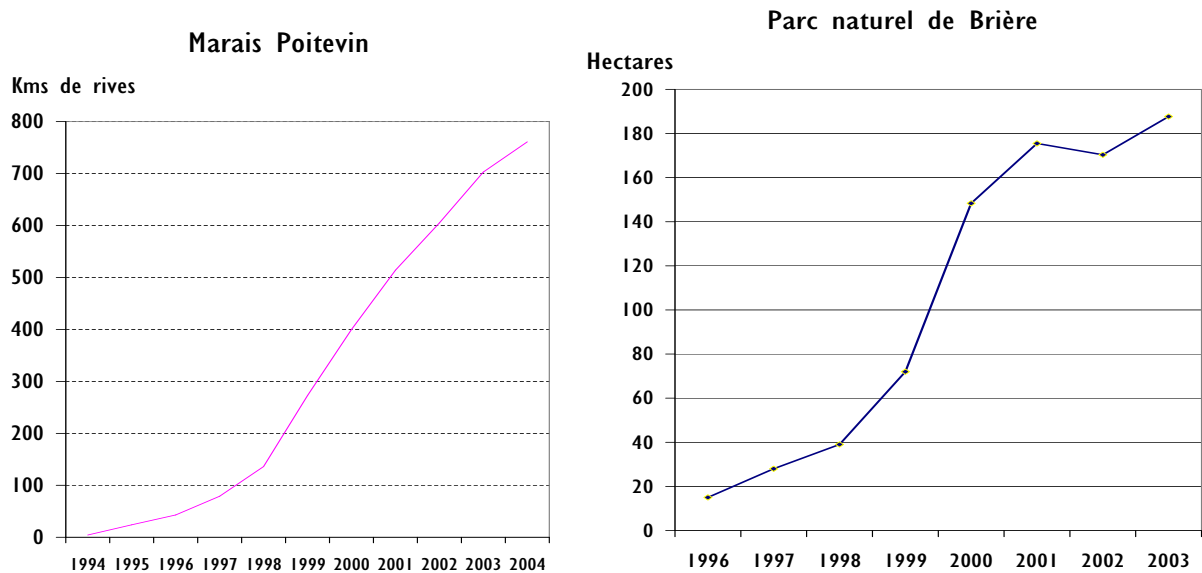
3.1 La dynamique de colonisation : exemples avec les cas du marais Poitevin et du Parc naturel de Brière

Dans la plupart des sites, un inventaire des zones occupées par la Jussie n'est effectué que depuis que des actions sont menées pour enrayer son développement. La dynamique de colonisation naturelle de la plante (sans intervention) est donc difficile à obtenir. Deux hypothèses sont nécessaires pour pouvoir l'estimer :

- Hypothèse 1 : l'évolution de la surface colonisée par la Jussie reflète sa dynamique de colonisation à l'état naturel.
- Hypothèse 2 : la colonisation suit une loi logistique dont les paramètres sont r , le taux de croissance intrinsèque de la plante et K la capacité de charge du milieu.

La première hypothèse reflète le fait que si on réussit par une intervention régulière à diminuer la densité de la Jussie, on n'arrive pas à enrayer sa progression spatiale. Après discussion avec des biologistes, cette hypothèse apparaît pertinente. La seconde hypothèse s'appuie sur l'évolution de l'espace colonisé dans deux sites qui luttent contre la Jussie depuis une dizaine d'années : le marais Poitevin et le Parc Naturel Régional de Brière (PNR).

FIG. 3.1 – Evolution de la colonisation de la Jussie



A partir des données empiriques sur la Jussie du Marais Poitevin et du Parc Naturel Régional de Brière (PNR), on peut estimer la fonction de croissance de la Jussie dans ces deux sites. Soit :

- S , le stock de biomasse ;

- dS/dt , la croissance de la biomasse ;
- $\frac{dS/dt}{S}$ le taux de croissance de la biomasse.

On obtient une estimation des paramètres de la fonction de croissance pour les deux sites étudiés (les t de student sont entre parenthèses) :

- Dans le Marais Poitevin :

$$\begin{aligned} r &= 0.712(7.68) \\ K &= 768 \text{ kms}(18.76) \\ R^2 &= 0.76 \end{aligned}$$

Ce qui nous donne la fonction logistique suivante :

$$\frac{dS/dt}{S} = 0.712 \left(1 - \frac{S}{768}\right)$$

où le stock S est en kilomètres de rives.

- Dans le Parc Naturel de Brière :

Pour estimer cette fonction, nous avons dû supprimer deux années. Un effort considérable de lutte contre la Jussie a été fourni en 2001. L'hypothèse 1 ne pouvait raisonnablement pas être vérifiée sur les années 2001 et 2002.

$$\begin{aligned} r &= 0.9(2.94) \\ K &= 245 \text{ ha}(3.96) \\ R^2 &= 0.6 \end{aligned}$$

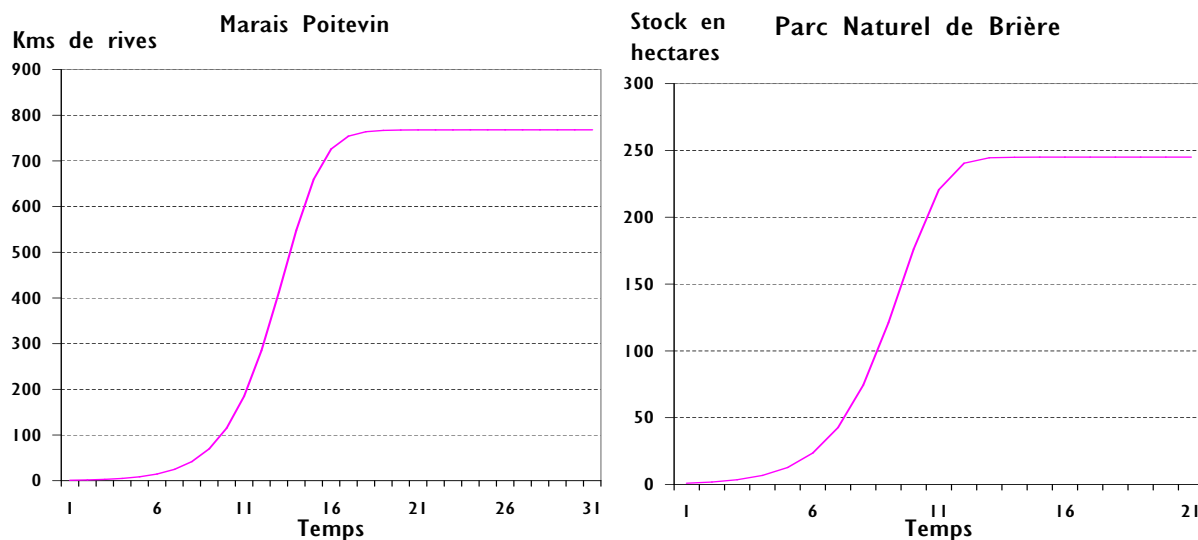
Ce qui nous donne la fonction logistique suivante :

$$\frac{dS/dt}{S} = 0.90 \times \left(1 - \frac{S}{245}\right)$$

où S est en hectares.

A partir de ces paramètres, on peut calibrer les dynamiques de croissance de la Jussie dans le marais Poitevin et dans le Parc naturel de Brière sur une plus longue période.

FIG. 3.2 – Les estimations des deux fonctions de croissance



Ainsi, on observe que la Jussie atteindrait la capacité de charge dans le marais Poitevin au bout d’une quinzaine d’années alors que seules dix années seraient nécessaires dans le Parc naturel de Brière.

Pour aller plus loin dans l’analyse, nous avons été confrontés à un problème d’homogénéité des unités. En effet, les prélèvements de Jussies sont répertoriés en tonnes alors que l’état de la colonisation est donné en hectares ou en kilomètres. Or les densités sont très variables selon les sites, le type de milieu, les années . . . ce qui rend toute conversion automatique très hasardeuse. La conversion du stock en tonnes n’a donc été possible que dans le marais Poitevin où un recensement des herbiers en fonction de leur taille est réalisé tous les ans depuis 2000. A partir de ces données, nous avons pu calculer la taille moyenne des herbiers selon les années. La biomasse sèche au mètre carré dans le marais Poitevin en début de saison est d’environ 1500g soit environ 6kg de biomasse sèche. On a donc pu calculer l’évolution du stock les quatre dernières années (cf tableau 3.1) qui correspondent à celles où les coûts sont disponibles.

3.2 Estimation de la fonction de valeur

3.2.1 Calibrage de la fonction de coût

Nous disposons des coûts de traitement de la jussie dans le marais depuis 2001. Il est donc relativement difficile de conduire une réelle estimation et nous parlerons plutôt d’un calibrage. Nous avons supposé une externalité de stock dans la fonction de coût. Après de

TAB. 3.1 – Calcul du stock

Année	Taille moyenne des herbiers		Nb d'herbiers		Biomasse fraîche g/m ²	Stock (t)
	<10m ²	>10m ²	<10m ²	>10m ²		
2000	2.07	35.00	16 705	1 746	6 000	574
2001	1.86	31.46	15 643	933	6 000	351
2002	1.89	31.97	14 123	721	6 000	299
2003	1.72	29.04	13 999	657	6 000	659
2004	1.80	31.97	15 080	567	6 000	275

nombreuses estimations, nous avons retenu deux fonctions qui dépendent du stock S et du prélèvement y .

La première fonction de coût

Dans cette première fonction, l'effet de stock a été introduit par le dénominateur :

$$C_1(S, y) = (ay + by^2 + d)/S$$

On a donc : $C_{1S} = -(ay + by^2 + d)/S^2$ et $C_{1y} = (a + 2by)/d$ où $C_S < 0$. Après estimation, nous obtenons les valeurs suivantes pour les paramètres :

TAB. 3.2 – Valeurs des paramètres de $C_1(S, y)$

	a	b	d
Valeur	-362 452	1460.65	73 781 900
t de student	-1.76	1.79	6.47
Probabilité	0.077	0.072	0.000

$$\overline{R^2} = 0.93$$

L'externalité de stock est ici très importante.

La seconde fonction de coût

L'effet de stock a été ici introduit avec le paramètre u dans la fonction exponentielle :

$$C_2(S, y) = (ay + by^2 + d) \times \exp(-uS)$$

avec $C_{2S} = -u(ay + by^2 + d) \times \exp(-uS)$ et $C_{2y} = (a + 2by) \times \exp(-uS)$. Les paramètres estimés sont les suivants :

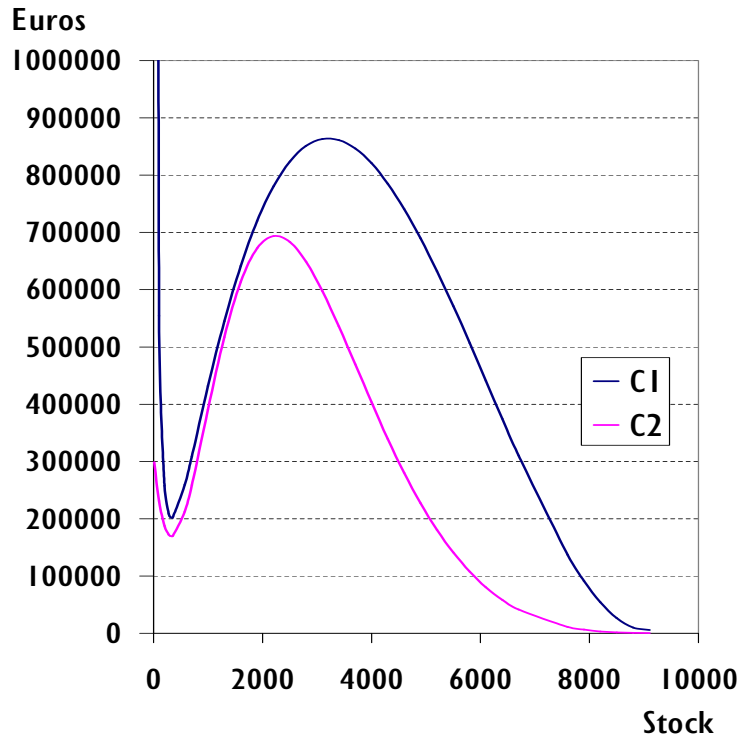
TAB. 3.3 – Valeur des paramètres de $C_2(S, y)$

	a	b	d	u
Valeur	-1062.99	2.8	308 033	0.00067
t de student	-7.06	4.6	15.3	3.14
Probabilité	0.000	0.000	0.000	0.002

$$\overline{R}^2 = 0.99$$

L'externalité de stock est ici plus faible que dans le premier cas.

FIG. 3.3 – Comparaison des deux fonctions de coût



La seconde fonction donne de meilleurs résultats en termes de \overline{R}^2 et de t de student mais elle a un inconvénient que l'on verra dans la résolution du modèle : à l'optimum C_y est négatif. La négativité de cette dérivée peut s'expliquer par la possibilité de passer d'un arrachage manuel à un arrachage mécanique qui, pour d'importantes valeurs de stock est moins coûteux. Mais à l'optimum, le stock est faible et cette possibilité doit être écartée c'est pourquoi nous ne retiendrons pas cette fonction par la suite.

On va donc pouvoir comparer les coûts estimés avec les coûts réels.

TAB. 3.4 – Coûts estimés

Année	Biomasse	Prélèvement	Coût réel	Coût estimé
2001	351	193	163 717	165 438
2002	299	134	177 357	171 710
2003	259	88	197 643	203 072
2004	275	60	211 983	207 772

3.2.2 Estimation des dommages

Les dommages liés à la présence de la Jussie sont difficiles à évaluer car ils sont multifformes. En effet, cette plante peut mettre en péril de nombreux usages (cf annexe 1). L'estimation réalisée ici est indicative et se centre sur les dommages récréatifs engendrés par cette plante dans le marais Poitevin.

On considère que la dépense moyenne d'une visite de moins d'une journée est de 40 euros et de 60 euros par jour pour une visite plus longue (Valeurs établies à partir des droits d'entrée et tarifs d'hôtels pratiqués dans le marais Poitevin).

D'après une enquête de 2002, le site accueille 625 000 visiteurs par an dont la moitié reste en moyenne 6.3 jours tandis que les autres ne font que passer.

TAB. 3.5 – Calcul de la dépense totale

	Nb visiteurs	durée du séjour	Equivalent visites d'une journée	Dépense moyenne	Dépense totale
Courts séjours	312 500	1	312 500	40	12 500 000
Longs séjours	312 500	6.3	1 968 750	60	118 125 000

La partie marais mouillé, concernée par la colonisation par la jussie, représente 15,6% de la surface totale du marais. La nuisance s'étale de mars à septembre soit sept mois sur douze ce qui correspond à la période de croissance intra annuelle de la plante. Nous faisons l'hypothèse qu'en cas d'invasion complète du marais mouillé, la fréquentation baisserait de 50% pour le marais mouillé. Nous ne faisons pas une hypothèse de baisse de 100% car il pourrait se produire un report des visites du marais mouillé sur les autres parties du marais avec une dépense journalière identique puisque le droit d'entrée est forfaitaire.

Le dommage total maximum s'élève donc à :

$$D^{max} = (12500000 + 118125000) \times 0.156 \times \frac{7}{12} \times 0.5$$

$$D^{max} = 6106271$$

Soit un dommage linéaire de 662 euros à la tonne. Cependant, nous faisons l'hypothèse que les dommages sont croissants à taux croissant. Pour refléter cela nous avons pris une fonction de type $d \times S_t \ln S_t$. Nous calculons ensuite d tel que, quand la capacité de charge est atteinte, le dommage maximum est atteint :

$$d \times 9216 \times \ln(9216) = 6106271$$

$$d \simeq 72$$

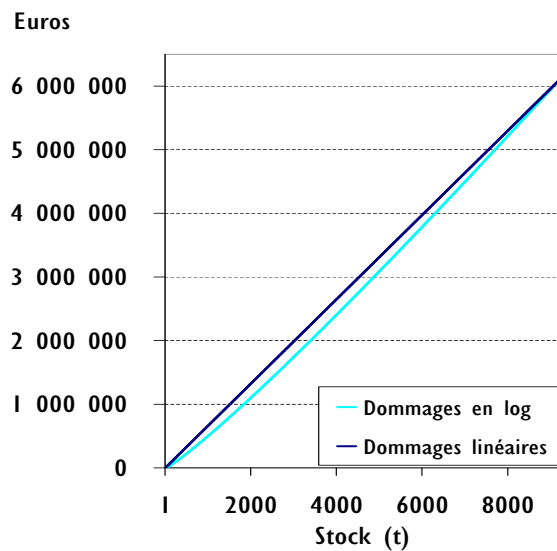


FIG. 3.4 – Fonctions de dommages

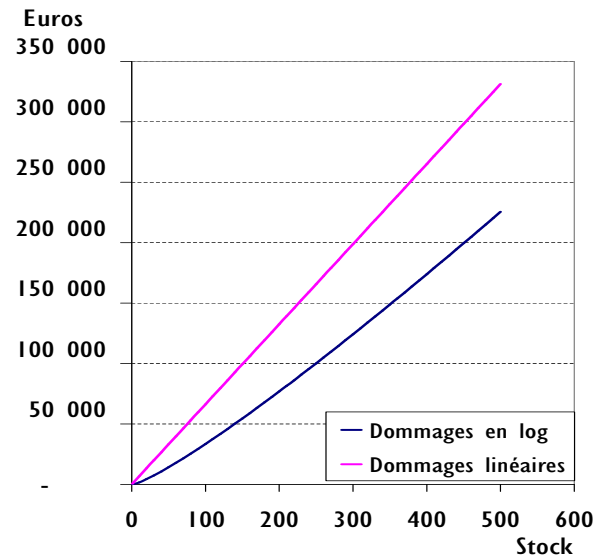


FIG. 3.5 – Zoom sur les dommages

L'écart entre les deux fonctions apparaît assez faible sur le graphique mais il peut être très important pour de faibles valeurs de stock.

3.2.3 La fonction de valeur

La fonction de valeur est donc très fortement décroissante pour de faibles valeurs de stock où l'effet de stock prime sur les dommages, puis elle va augmenter à mesure que les dommages augmentent et que l'externalité de stock s'atténue.

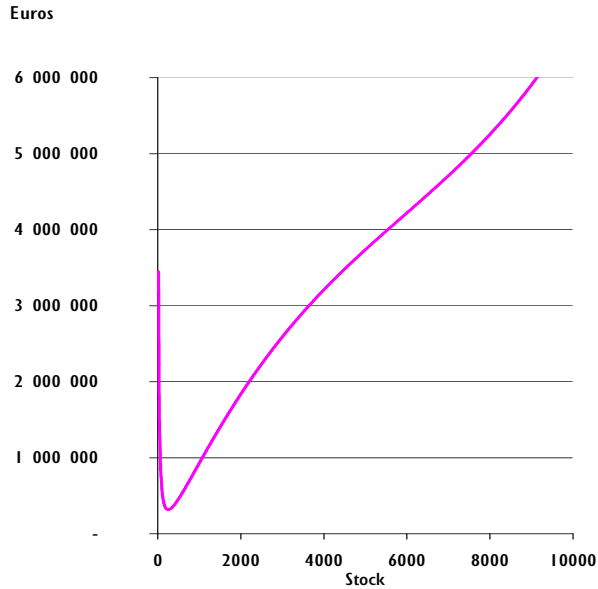


FIG. 3.6 – La fonction de valeur

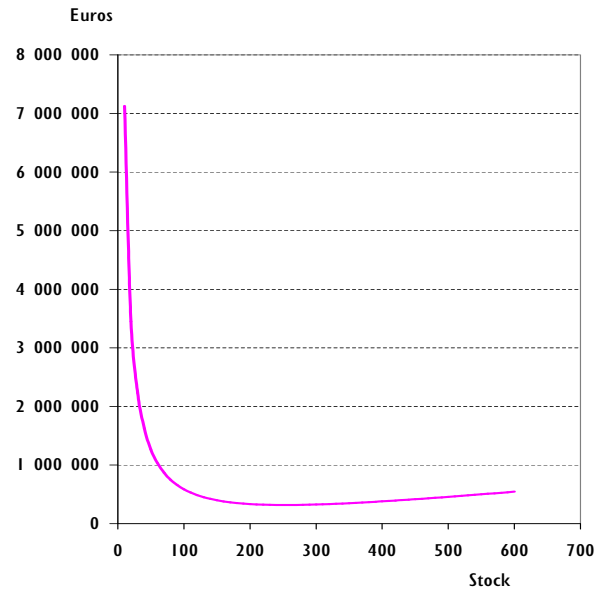


FIG. 3.7 – Zoom autour du minimum

La figure 3.7 nous montre que le minimum va se situer entre 150 et 300 tonnes. Dans cet intervalle, la fonction de valeur varie peu. On peut donc ne pas atteindre l'optimum (tout en en étant proche) sans que cela n'engendre une "explosion" des coûts et des dommages.

On va donc voir dans la section suivante pour quelle valeur de stock, cette fonction est minimale.

3.3 Résolution du modèle

3.3.1 En statique

La condition à remplir dans la cas statique était :

$$\Rightarrow C_S + C_y \times G_S + D_S = 0$$

Ce qui nous donne un stock optimal 252 tonnes et un prélèvement de 174 tonnes. Ce stock apparaît très proche du stock réel de 2004 dans le marais Poitevin (275 tonnes). Par contre au niveau du prélèvement, on est plus éloigné car en 2004, 80 tonnes de Jussies ont été arrachées. Cela peut être dû à un problème d'unités. Nous avons évalué le stock en biomasse fraîche alors que le prélèvement est certes en biomasse fraîche également mais plus ou moins égouttée.

TAB. 3.6 – Valeurs des dérivées à l’optimum - cas statique

	$C = \frac{ay+by^2+d}{S}$
S^*	252
y^*	175
C_y	582
C_S	-862
D_S	470
G_S	0.67

En l’absence d’externalité de stock, la fonction de valeur serait croissante, on ne pourrait donc à ce moment-là avoir de minimum que pour un stock nul contrairement à ce que l’on observe ici. L’hypothèse d’externalité de stock est donc cruciale pour rendre compte de la difficulté d’éradiquer la Jussie et des coûts colossaux que cela impliquerait (sans être sûr d’y arriver !) même si elle n’est pas suffisante. Si l’externalité est faible comparative-ment aux dommages alors l’éradication sera recommandée alors que dans le cas contraire, c’est la solution de laisser faire qui sera optimale.

3.3.2 En dynamique

La condition nécessaire d’optimalité est :

$$C_S(S^*, y^*) + D_S(S^*) + C_y(S^*, y^*) \times (G_S(S^*) - i) = 0 \quad (3.1)$$

cela nous donne les résultats suivants avec un taux d’actualisation de 3%.

TAB. 3.7 – Valeurs des dérivées à l’optimum - Cas dynamique

	$C = \frac{(ay+by^2+d)}{S}$
S^*	254
y^*	176
C_y	327
C_S	-852
D_S	470
G_S	0.67

TAB. 3.8 – Variation de l’optimum en fonction de i

i	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.08	0.1
S^*	253	253.5	254,2	254,9	255.6	256.3	257.8	259.3

Le stock optimal en dynamique n’est pas très éloigné du cas statique. Plus le taux d’intérêt va être important, plus le stock optimal va augmenter. C’est le reflet de la préférence

pour le présent. On est moins sensible au potentiel invasif de l'espèce car cela concerne le futur.

Les résultats précédents s'appuient sur les paramètres de la dynamique de croissance, de la fonction de coûts et de dommages. Or si l'on peut penser que les paramètres de coût sont relativement fiables, il n'en est pas forcément de même pour ceux de la dynamique de croissance et de la fonction de dommages. Il est donc nécessaire de conduire une analyse de la sensibilité des résultats à des variations de ces paramètres.

De plus, on peut penser que l'aléa climatique a une grande part de responsabilité dans les variations de la croissance de la plante d'une année sur l'autre. Dans le parc naturel de Brière, la canicule de 2003 associée à l'arrêt du traitement chimique a considérablement accéléré le développement de la Jussie. Avec le réchauffement climatique, il existe un risque potentiel d'augmentation du taux de croissance. Or dans le modèle que nous avons traité précédemment, on ne prend pas en compte le risque inhérent à cette variabilité.

Nous allons donc dans ce quatrième partie conduire une analyse de la sensibilité des résultats aux paramètres de la fonction de croissance et de dommages. Nous introduirons ensuite la notion de risque par le biais du taux de croissance. Plus ce taux est élevé et plus l'espèce est potentiellement invasive. Le gestionnaire est amené à prendre ses décisions dans ce contexte risqué. Nous allons donc appliquer la théorie économique sur le risque à notre modèle théorique puis illustrer ce cadre avec les données du marais Poitevin. Nous restreindrons l'analyse au cas statique car l'étude en dynamique apporterait des résultats peu différents.

Chapitre 4

ANALYSE DE SENSIBILITÉ ET GESTION DU RISQUE

Les paramètres du modèle ne sont pas connus avec certitude. Il est donc nécessaire d'analyser la sensibilité des résultats à leur éventuelles variations. C'est d'autant plus nécessaires que certains paramètres notamment biologiques peuvent varier d'une année sur l'autre. En effet, le traitement du modèle précédent s'appuie sur l'hypothèse implicite d'information parfaite. Or cette hypothèse est loin d'être vérifiée. La capacité de charge d'un site peut être assez bien évaluée en fonction de sa surface, de ses caractéristiques (niveaux d'eau, luminosité, nature du sol . . .) alors que le taux de croissance intrinsèque de la Jussie peut varier d'une année sur l'autre en fonction des conditions climatiques. On va donc supposer dans cette partie que le gestionnaire fait face à un risque α de variation du taux de croissance. Grâce à son expérience sa connaissance du site, le gestionnaire connaît la loi de probabilité de α .

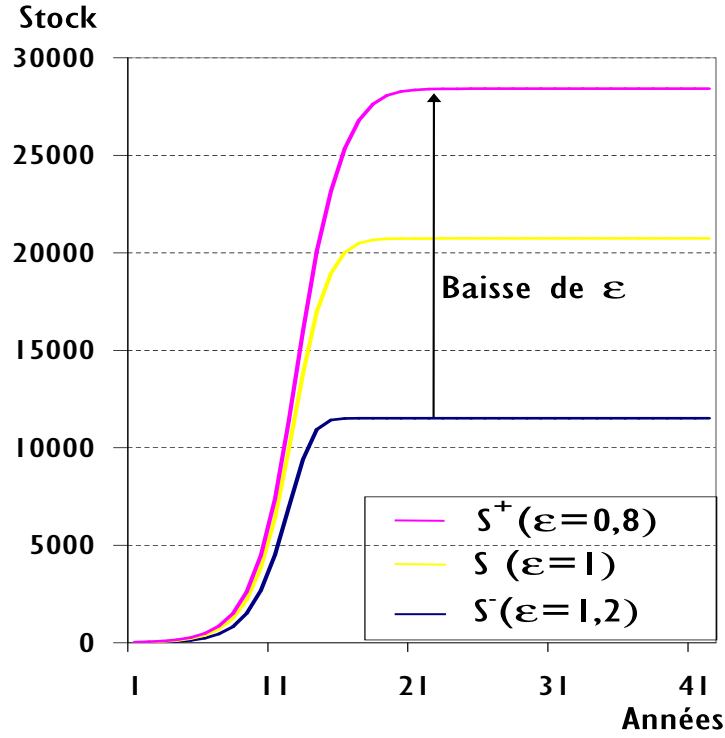
4.1 Analyse de la sensibilité des résultats aux paramètres

On va d'abord s'intéresser à la sensibilité des résultats à la dynamique de croissance. Quel est l'impact d'une variation de r et k sur le stock optimal ?

$$r(\varepsilon) = r/\varepsilon \tag{4.1}$$

$$K(\varepsilon) = K/\varepsilon \tag{4.2}$$

FIG. 4.1 – Variation des dynamiques de croissance



ε représente le pourcentage d'erreur d'estimation. Une variation de ε fait donc baisser r et K . Le stock optimal devient donc une fonction de ε , il ne varie que si ε varie également. Si ε diminue, l'invasion potentielle va s'accroître cf 4.1, on a donc intérêt à diminuer le stock optimal $S_\varepsilon^* \geq 0$. La fonction de valeur $V(S^*)$ peut donc s'écrire en fonction de ε .

$$V(S^*(\varepsilon)) = C(G(S^*(\varepsilon)), \varepsilon) + D(S^*(\varepsilon)) \quad (4.3)$$

$$\Leftrightarrow V(\varepsilon) = C(G(\varepsilon), \varepsilon) + D(\varepsilon) \quad (4.4)$$

Car S^* est une fonction croissante de ε .

$$V_\varepsilon = C_Y \times G_\varepsilon + C_\varepsilon + D_\varepsilon \quad (4.5)$$

$$V_{\varepsilon\varepsilon} = D_{\varepsilon\varepsilon} + C_{YY} \times G_\varepsilon^2 + C_{\varepsilon\varepsilon} + 2C_{Y\varepsilon} \times G_\varepsilon + C_Y \times G_{\varepsilon\varepsilon} \quad (4.6)$$

$$D_\varepsilon \leq 0 \quad (4.7)$$

$$C_\varepsilon \geq 0 \quad (4.8)$$

4.1.1 Propriétés de $V(S^*(\varepsilon))$

Décroissance de $V(S^*)$

Les hypothèses suivantes reprennent les hypothèses de départ du modèle.

- C_Y est positive à l'optimum c'est à dire que le coût augmente quand on accroît l'effort de contrôle à l'optimum;

- G_ε est positive : si ε augmente, le stock optimal augmente et donc la croissance aussi si $S^* < K/(2\varepsilon)$.

Ces hypothèses sont vérifiées dans le cadre de notre application. De plus si elles sont vérifiées pour $r(\varepsilon)$ et $K(\varepsilon)$, elles le seront également si ε n'affecte que le taux de croissance r par le même mécanisme.

Sous ces hypothèses, on doit avoir $D_\varepsilon + C_\varepsilon \leq 0$ à l'optimum pour que $V(\varepsilon)$ soit décroissante. A l'optimum l'externalité de stock doit être forte relativement aux dommages marginaux.

Ce résultat nous indique que plus le potentiel invasif d'une espèce est important, plus le stock optimal va être faible.

Convexité de $V_{\varepsilon\varepsilon}(S^*)$

Pour examiner la convexité de $V_{\varepsilon\varepsilon}$, nous allons d'abord regarder ses différentes composantes :

- $D_{SS} \geq 0$, les dommages sont croissants de façon exponentielle donc $D_{\varepsilon\varepsilon} \geq 0$;
- $C_{yy} \geq 0$, le coût du prélèvement est croissant à taux croissant;
- $C_{Y\varepsilon} \leq 0$, prélever une unité supplémentaire coûte moins cher quand le stock optimal augmente et donc quand ε ;
- $C_{\varepsilon\varepsilon} \geq 0$ car $C_{SS} \geq 0$;
- $C_{Y\varepsilon} \geq 0$;
- $G_\varepsilon \geq 0$

Pour que cette hypothèse de convexité soit vérifiée, il faut donc que :

$$C_{YY} \times G_\varepsilon^2 + (D_{\varepsilon\varepsilon} + C_{\varepsilon\varepsilon}) + C_Y \times G_{\varepsilon\varepsilon} \geq -2C_{Y\varepsilon} \times G_\varepsilon \quad (4.9)$$

Sous la condition 4.9 $V(S^*(\varepsilon))$ est croissante et convexe. Mais toute fonction $V(S^*(\varepsilon))$ n'est pas obligatoirement convexe même si les hypothèses sont vérifiées avec la fonction de valeur du marais Poitevin.

Si les hypothèses de convexité et de croissance sont vérifiées pour $r(\varepsilon)$ et $K(\varepsilon)$, elles le seront également si ε n'affecte que le taux de croissance r par le même mécanisme.

4.1.2 Quelles incidences dans le marais Poitevin

Conséquences d'une variation de r et de K

Plus le taux de croissance et la capacité de charge sont élevés, plus le stock optimal va être faible (cf figure 4.2).

TAB. 4.1 – Variation des résultats en fonction de ε

ε	0.8	0.9	1	1.1	1.2
K	11520	10240	9216	9378	7680
r	0.89	0.79	0.71	0.65	0.59
S^*	217	236	252	266	279
y^*	190	182	175	167	160
C_y	880	718	582	467	368
C_S	-1213	-1007	-862	-757	-680
G_S	459	465	470	474	477
$V(S^*)$	348 369	330 475	317 934	309 127	302 981

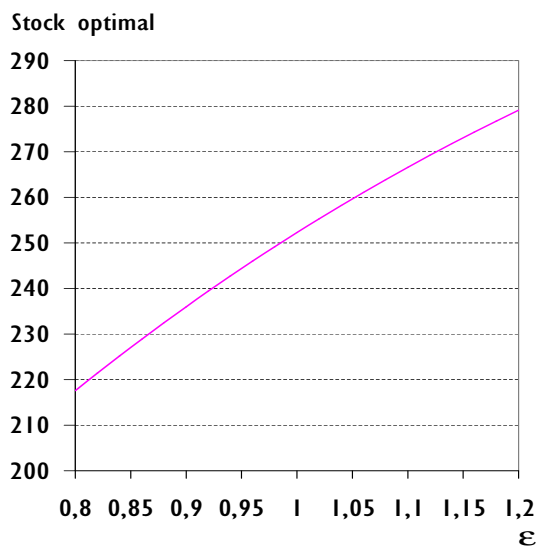


FIG. 4.2 – Stock optimal en fonction de ε

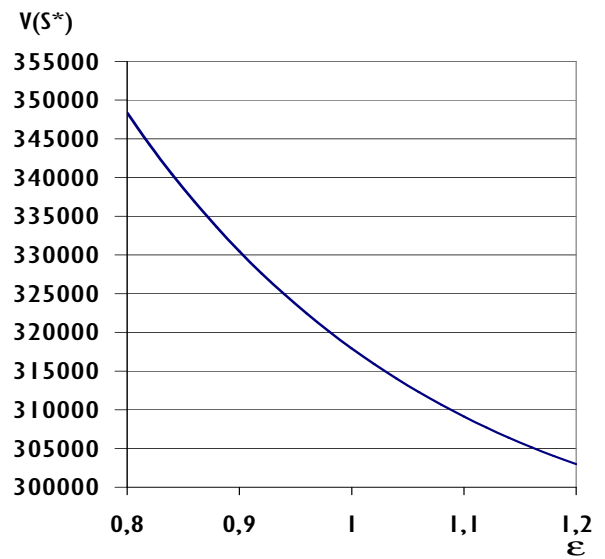


FIG. 4.3 – Fonction de valeur à l'optimum en fonction de ε

Conséquences d'une variation de r

On considère désormais uniquement une variation de r en fonction de ε . Plus r va augmenter, plus l'invasion va être rapide comme on le voit sur le graphique 4.4

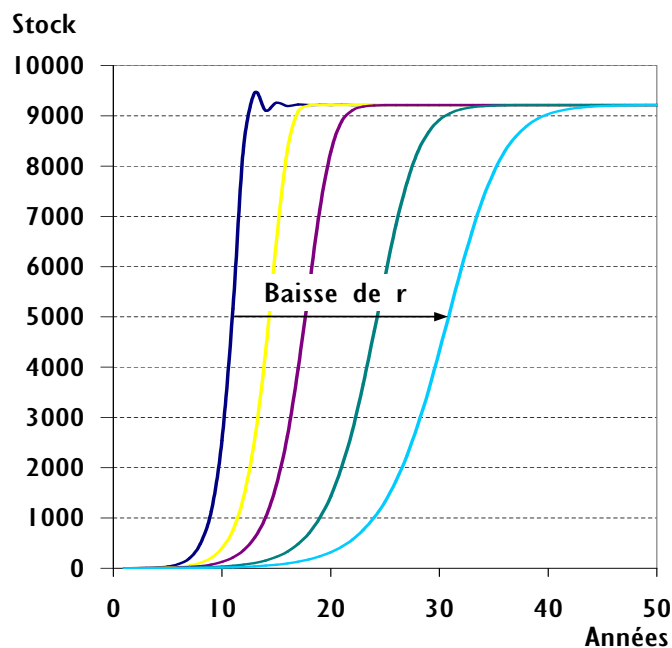


FIG. 4.4 – Variation de la dynamique de croissance en fonction de r

On s'attend donc à ce que le stock optimal diminue si r augmente comme nous le confirme le graphique 4.5.

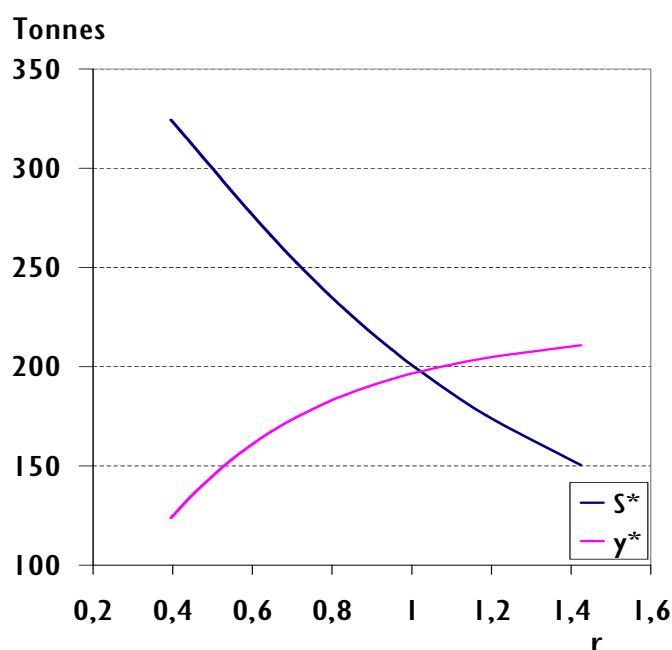


FIG. 4.5 – Variation du prélèvement et du stock optimal en fonction de r

On voit ici que dans le cas extrême où r devient supérieur à 1, le stock fait alors plus que doubler d'une année sur l'autre et le prélèvement va devenir supérieur au stock optimal. La croissance devient alors tellement rapide que le prélèvement doit compenser cette invasion "fulgurante".

Conséquences d'une variation des dommages

Dans notre estimation des dommages, nous n'avons pris en compte que les dommages récréatifs or il en existe beaucoup d'autres (cf annexe 1). De plus, si les dommages récréatifs peuvent être estimés avec une relative faible marge d'erreur, il n'en est pas de même pour la perte de biodiversité par exemple. Il se peut donc que l'on ait sous-estimé ces dommages. Nous avons retenu une fonction de dommages de la forme : $D(S) = d * \ln(S)$. Nous allons voir dans le cadre de notre application, les conséquences d'une variation de ce paramètre d .

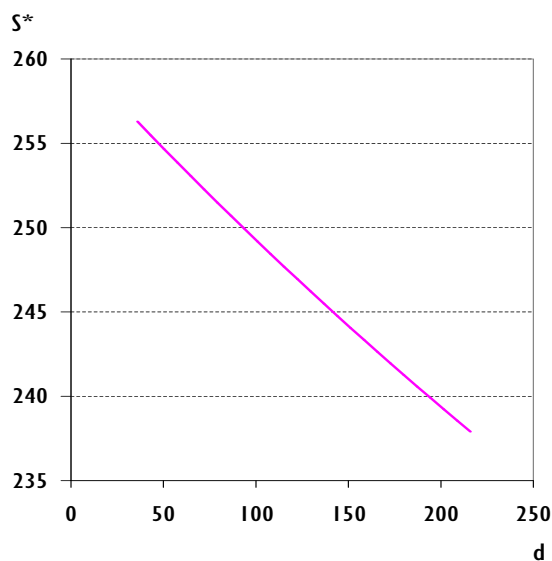


FIG. 4.6 – Stock optimal en fonction des variations de dommages

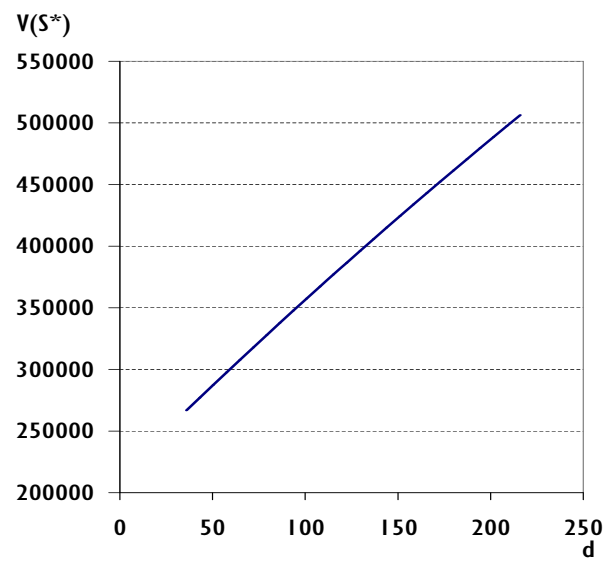


FIG. 4.7 – Fonction de valeur à l'optimum en fonction des dommages

A l'optimum, la condition 2.1 doit être remplie :

$$C_y \times G_S + C_S + D_S(\varepsilon) = 0 \quad 2.1$$

Si d augmente, D_S s'accroît également donc pour que la condition 2.1 soit toujours vraie, il faut que C_S diminue car c'est la seule composante négative de l'équation. Pour conserver l'égalité, le stock optimal S^* va donc diminuer ainsi que $V(S^*)$.

La variation des dommages dans le cas du Marais Poitevin a peu d'incidences sur l'optimum. Cette propriété est due à l'externalité de stock très forte pour de faibles valeurs de stock. Ainsi l'optimum est presque entièrement déterminé par la fonction de coût. Ses paramètres sont donc extrêmement importants pour déterminer le stock optimal.

Nous avons vu dans cette partie les conséquences sur le stock optimal des variations de paramètres. Mais ces variations ne sont pas connues par le gestionnaire qui va devoir

prendre sa décision dans un environnement incertain. Nous allons voir dans le dernier chapitre quels sont les éléments qui peuvent alors guider son choix.

4.2 Cadre théorique du risque

On se situe ici dans un cadre d'analyse de décision dans un environnement risqué. Le gestionnaire ne connaît pas forcément la loi de probabilité exacte de α mais il s'est fait une idée de sa loi. Le gestionnaire juge de la vraisemblance des différents événements possibles. Il possède ainsi des croyances probabilistes sur l'occurrence de ces événements. Ce sont les probabilités subjectives de Savage (1954) qui considère que même si les états du monde ne peuvent être associés à des probabilités objectives et connues, les décideurs se comportent comme si :

- des utilités étaient associées aux résultats des décisions ;
- des probabilités étaient associées aux états de la Nature ;
- les décisions étaient prises en utilisant des espérances d'utilité.

Savage a trouvé une façon astucieuse de généraliser la théorie de Von Neumann-Morgenstern aux situations d'incertitude. On est donc dans le cas d'un risque probabilisable même si cette probabilité est subjective. Nous ne traiterons pas ici de la décision dans un cadre d'incertitude complet où il n'existe pas de loi de probabilité de l'aléa même subjective.

4.2.1 Comportement face au risque

En règle générale, le comportement vis à vis du risque est la "risquophobie". Un usager, un consommateur, un gestionnaire va préférer une situation certaine à une situation risquée. Dans ce cas, leur fonction d'utilité face au risque est concave.

Si la propriété suivante est vraie :

$$f\left(\sum_i \lambda_i X_i\right) \geq \sum_i \lambda_i f(X_i) \quad (4.10)$$

alors f est concave. Ce cas est illustrée par la figure 4.8. Un individu i avec une fonction d'utilité concave U_i a le choix entre une loterie et un montant certain appelé équivalent certain (EC).

Loterie

- gain de 50 euros avec une probabilité de 0.5
- gain de 150 euros avec une probabilité de 0.5

L'équivalent certain est tel que l'individu i est indifférent entre jouer à la loterie et

recevoir un montant certain. On a donc :

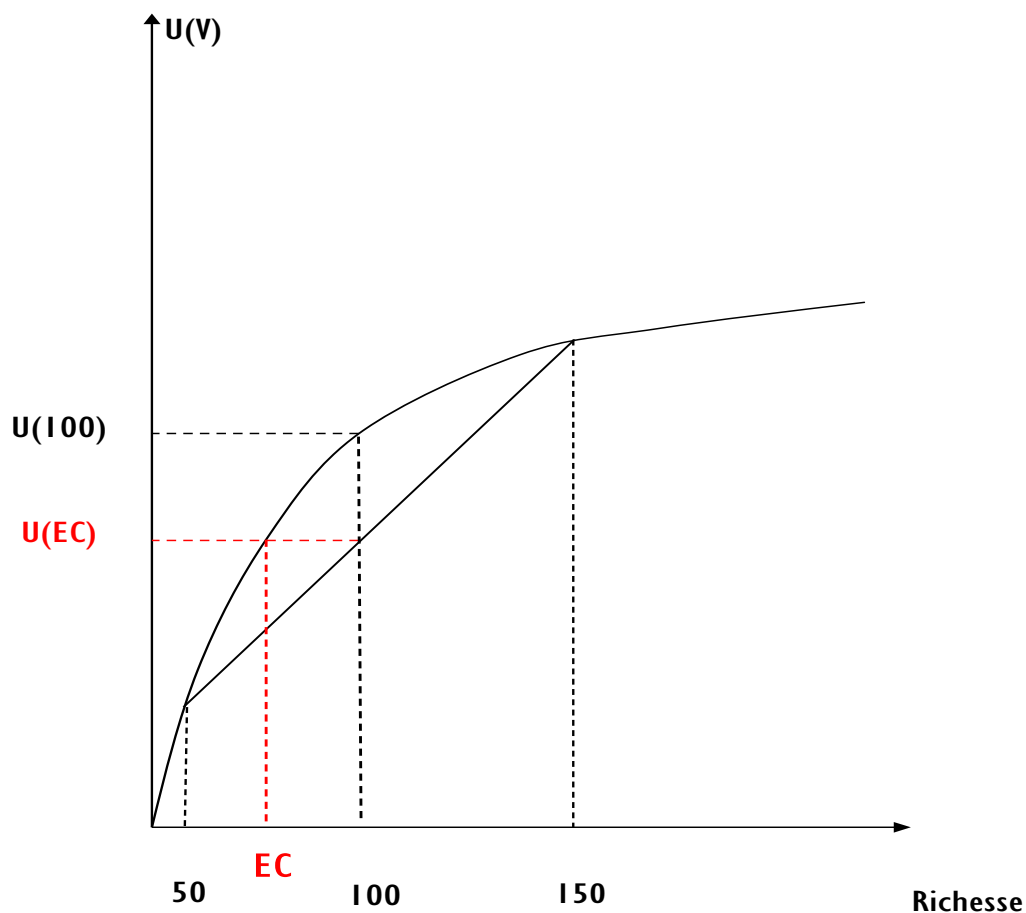
$$U_i(EC) = 0.5 \times U_i(50) + 0.5 \times U_i(150)$$

Si la fonction est concave, on a donc forcément (avec R la richesse et $E(R)$, l'espérance de gain) :

$$\begin{aligned} U_i(0.5 \times 50 + 0.5 \times 150) &\geq 0.5 \times U_i(50) + 0.5 \times U_i(150) \\ \Leftrightarrow U_i(E(R)) &\geq U(EC) \\ \Leftrightarrow E(R) &\geq EC \end{aligned}$$

Car, U_i étant une fonction d'utilité, elle est forcément croissante.

FIG. 4.8 – Aversion pour le risque



La différence entre l'équivalent certain et l'espérance de gain est appelée prime pour le risque. Un individu adverse au risque paye pour passer d'un environnement risqué à un environnement certain.

Si l'individu est neutre au risque, il est alors indifférent entre une situation risquée et une situation certaine. Sa fonction d'utilité en fonction du revenu va être linéaire.

L'équivalent certain est alors égal à l'espérance de gain et la prime pour le risque est nulle.

Un individu risquophile va préférer une situation risquée à une situation incertaine. Sa fonction d'utilité est strictement convexe de sorte que l'équivalent certain est inférieur à l'espérance de gain. Sa prime pour le risque est négative, il va vouloir payer pour passer d'un environnement certain à un environnement risqué.

4.2.2 Risque et invasions biologiques

Le comportement le plus classique face au risque est l'aversion mais les autres comportements sont également envisageables. Le gestionnaire minimise la valeur c'est à dire la somme des dommages et des coûts. Cela revient à maximiser l'opposée de la valeur. Soit \bar{V} , l'opposée de la valeur et $U(\bar{V})$, la fonction d'utilité du gestionnaire croissante en \bar{V} , celui-ci est alors :

- averse au risque si $U_{\bar{V}\bar{V}} < 0$;
- neutre au risque si $U_{\bar{V}\bar{V}} = 0$
- risquophile si $U_{\bar{V}\bar{V}} > 0$

Suivant la fonction d'utilité du gestionnaire, on va donc avoir une indication sur la valeur qu'il va préférer. Il existe deux états de la Nature α_1 et α_2 de probabilités p et $(1 - p)$. Le régulateur va donc devoir choisir entre $S^*(\alpha_1)$ et $S^*(\alpha_2)$.

$$U(EC) = p \times U(\bar{V}(S^*(\alpha_1))) + (1 - p) \times U(\bar{V}(S^*(\alpha_2)))$$

- Si U est strictement concave, on aura $EC > E(\bar{V}(S^*))$
- Si U est linéaire, on aura $EC = E(\bar{V}(S^*))$
- Si U est strictement convexe, on aura $EC < E(\bar{V}(S^*))$

Cependant, ce qui nous intéresse principalement est de savoir quel stock il va préférer. On a montré dans le chapitre précédent que $V(S^*)$ était décroissante donc $\bar{V}(S^*)$ est croissante. C'est la concavité (ou la convexité) de $\bar{V}(S^*)$ qui va nous intéresser pour pouvoir conclure.

Notations : Pour alléger les notations :

- $V(S^*) = V^*$
- S_{EC}^* est le stock correspondant à l'équivalent certain
- $E(S_\alpha^*)$ est l'espérance du stock optimal

TAB. 4.2 – Les différentes incidences sur S^* de la convexité (resp concavité) des fonctions U et \bar{V}

Comportement \bar{V}^*	Risquophilie $\bar{V}^*_{S^*S^*} > 0$ $E(S_\alpha^*) < S_{EC}^*$	Neutralité $\bar{V}^*_{S^*S^*} > 0$ $E(S_\alpha^*) < S_{EC}^*$	Risquophobie $\bar{V}^*_{S^*S^*} > 0$ Indétermination
Comportement $\bar{V}(S^*)$	Risquophilie $\bar{V}(S^*)_{S^*S^*} = 0$ $E(S_\alpha^*) < S_{EC}^*$	Neutralité $\bar{V}(S^*)_{S^*S^*} = 0$ $E(S_\alpha^*) = S_{EC}^*$	Risquophobie $\bar{V}(S^*)_{S^*S^*} = 0$ $E(S_\alpha^*) > S_{EC}^*$
Comportement $\bar{V}(S^*)$	Risquophilie $\bar{V}(S^*)_{S^*S^*} < 0$ Indétermination	Neutralité $\bar{V}(S^*)_{S^*S^*} < 0$ $E(S_\alpha^*) > S_{EC}^*$	Risquophobie $\bar{V}(S^*)_{S^*S^*} < 0$ $E(S_\alpha^*) > S_{EC}^*$

Dans les cas où il y a indétermination, le résultat va dépendre du degré de concavité et de convexité des fonctions et donc du degré d'aversion pour le risque.

4.3 Illustration dans le cas de notre application d'un risque sur r

On a observé en 2003, en particulier dans le parc naturel de Brière, un développement très important de la Jussie à cause d'une intervention trop tardive, de l'arrêt du traitement chimique mais aussi à cause de la canicule. Le taux de croissance de la Jussie est donc variable en fonction du climat. Dans ce cas, il ne s'agit pas d'une erreur d'estimation de la fonction de croissance mais d'un risque de variabilité du taux de croissance en fonction de α . On a donc $r = r(\alpha) = \frac{r}{\alpha}$. On suppose que le gestionnaire sait qu'une année sur cinq, les conditions climatiques sont moins favorables à la Jussie, une année sur cinq également, elles vont être très favorables à la plante et tous les dix ans environ, l'été sera caniculaire. On a donc quatre états de la Nature α_1 , α_2 , α_3 et α_4 . Cela nous donne donc la loi de probabilité de α notée L_α .

TAB. 4.3 – Loi de probabilité de α

États de la Nature	1	2	3	4
α	1.5	1	0.75	0.5
$r(\alpha)$	0.474	0.712	0.95	1.424
L_α	0.2	0.5	0.2	0.1
$\bar{V}(S^*)$	-294 550	-317 934	-358 981	-466 782

Nous allons illustrer le cas où le gestionnaire est averse au risque et celui où il est neutre au risque. En effet, sans la spécification réelle de la fonction d'utilité du gestionnaire et en cas de risquophilie, nous ne pourrions pas conclure dans notre cas car $\bar{V}(S^*)$ est concave.

4.3.1 Le gestionnaire est neutre au risque : $U_{\bar{V}\bar{V}} = 0$

On va donc prendre une fonction d'utilité linéaire : $U_1(\bar{V}(S^*)) = \bar{V} + \text{constante}$ pour que U soit positif. Nous allons raisonner en trois étapes : on va d'abord rechercher l'équivalent certain de \bar{V}^* puis calculer le stock optimal correspondant et enfin comparer ce résultat à l'espérance $E(S^*)$.

1- Recherche de l'équivalent certain

TAB. 4.4 – Valeur et Utilité linéaire

L_α	0.2	0.5	0.2	0.1
\bar{V}^*	-294 55	-317 934	-358 981	466 782
$U_1(\bar{V})$	172 231.74	148 847.24	107 800.34	0

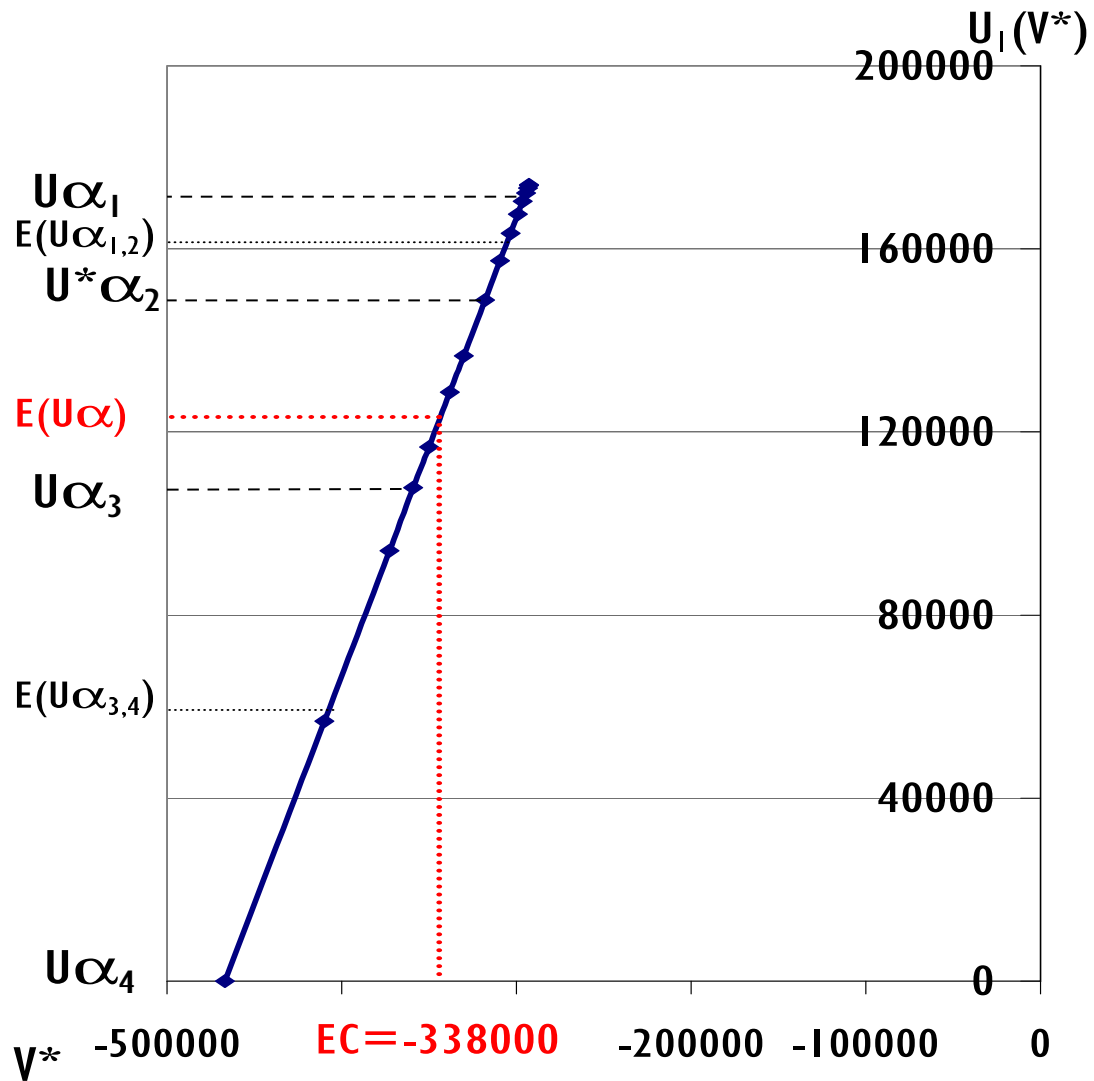
$$U_1(EC(\bar{V}^*)) = p_{\alpha_1} \times U_1(\bar{V}^* |_{\alpha=1}) + p_{\alpha_1} \times U_1(\bar{V}^* |_{\alpha=2}) + p_{\alpha_3} \times U_1(\bar{V}^* |_{\alpha=3}) + p_{\alpha_4} \times U_1(\bar{V}^* |_{\alpha=4})$$

$$U_1(EC(\bar{V}^*)) = 0.2 \times 172237.74 + 0.5 \times 148847.24 + 0.2 \times 107800.34 + 0.1 \times 0$$

$$U_1(EC(\bar{V}^*)) = 128780.02$$

$$EC(\bar{V}^*) = -338000.23$$

FIG. 4.9 – Le gestionnaire est neutre au risque

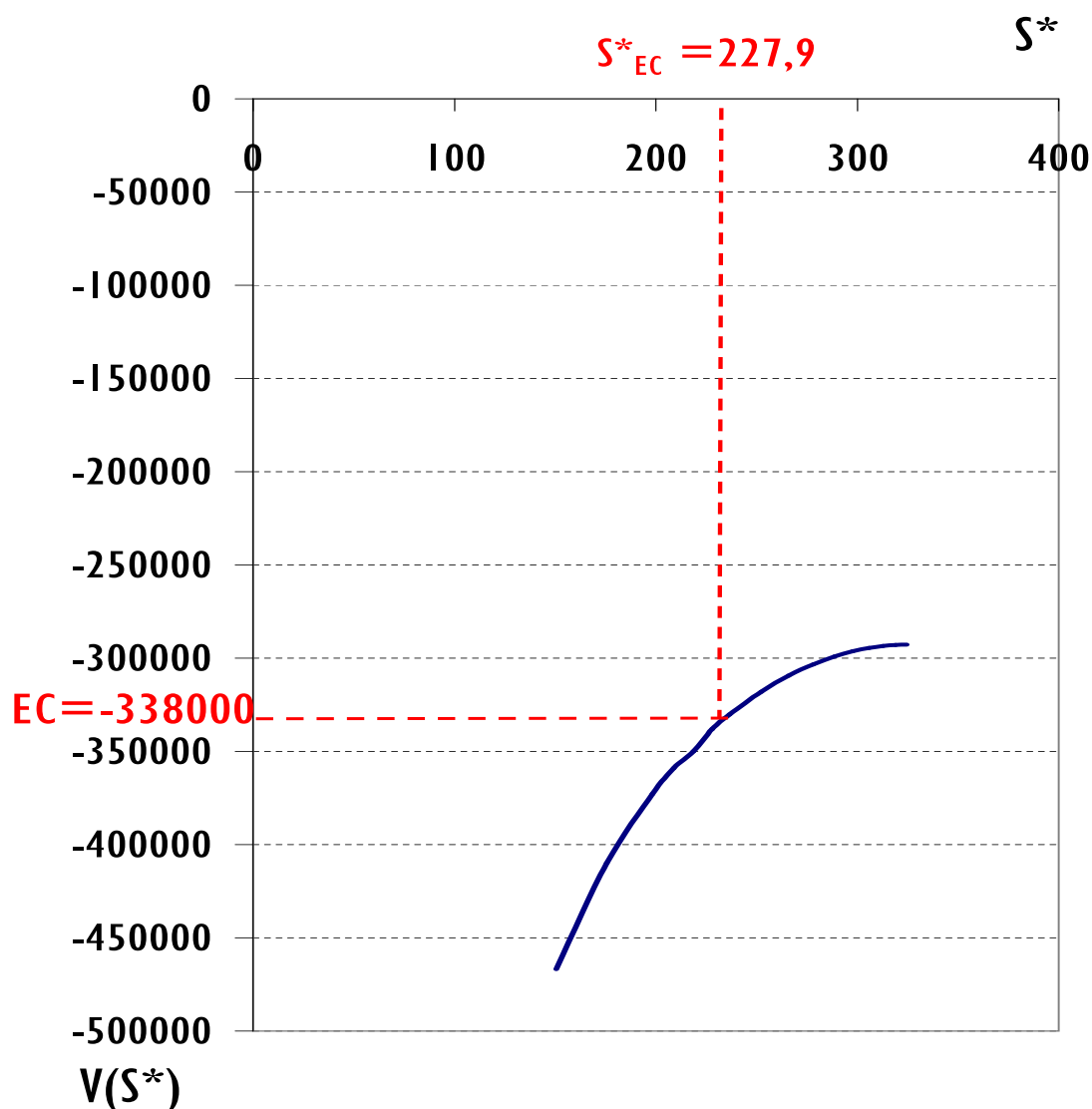


2- Recherche de S_{EC}^*

Pour trouver ce stock optimal avec plus d'exactitude que sur le graphique, nous allons utiliser la table située en annexe n°3.

On a donc $S_{EC}^* = 227.9$

FIG. 4.10 – Choix de S^* en cas de neutralité



3- Comparaison avec l'espérance

L'espérance $E(S^*) = 244.1$, elle est donc sensiblement inférieure au stock correspondant à l'équivalent certain alors que l'on se situe dans un cas de neutralité. La concavité de \bar{V}^* explique ce résultat.

Nous allons maintenant examiner le second cas où le décideur est averse au risque.

4.3.2 Le gestionnaire est averse au risque $U_{\bar{V}\bar{V}} < 0$

On va utiliser une fonction d'utilité concave $U_2(\bar{V}(S^*)) = \sqrt{\bar{V} + \text{constante}}$.

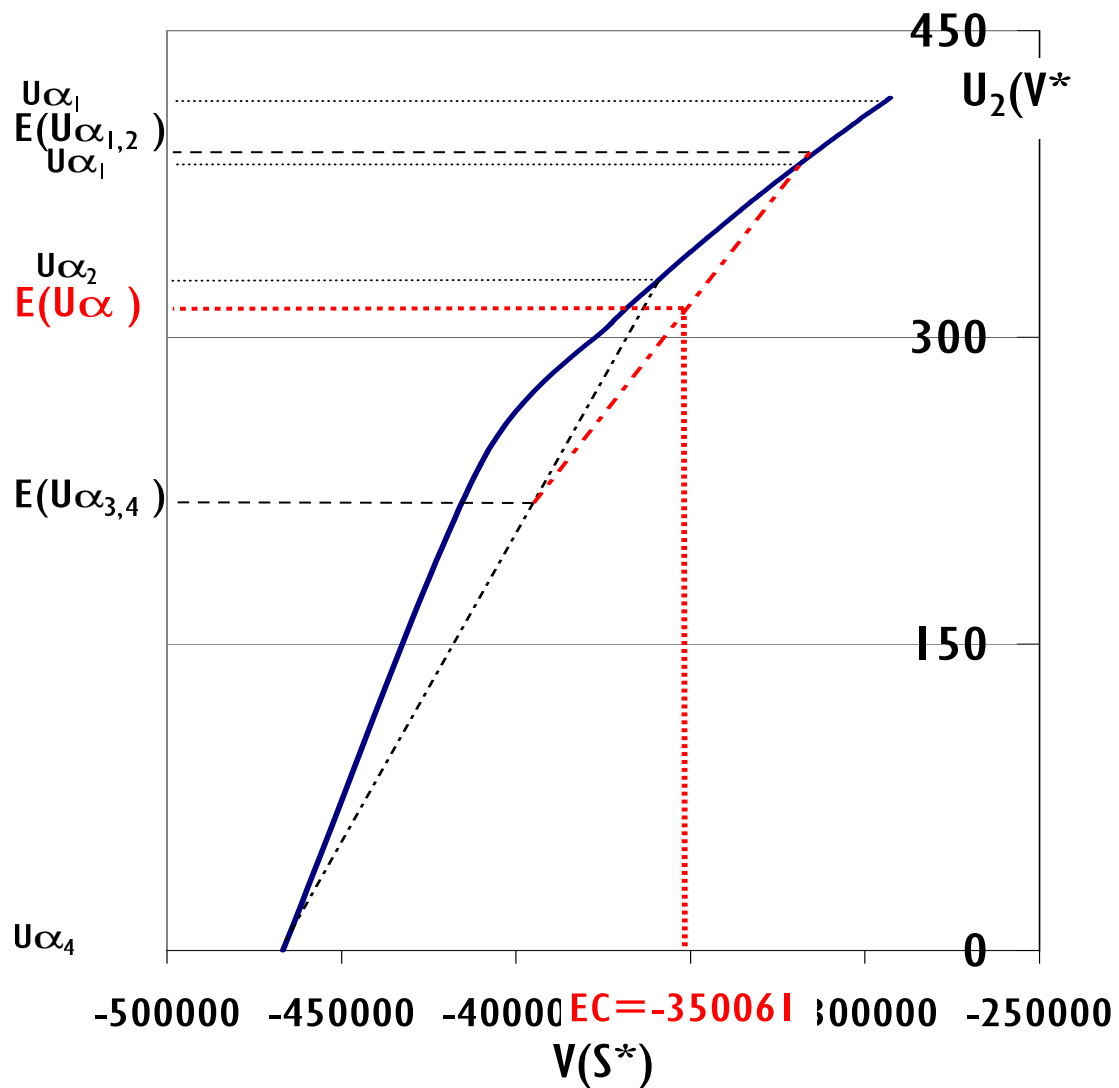
TAB. 4.5 – Valeur et Utilité concave

L_α	0.2	0.5	0.2	0.1
\bar{V}^*	-294 55	-317 934	-358 981	466 782
$U_2(\bar{V})$	415	385.81	328.33	0

1- Recherche de l'équivalent certain

$$\begin{aligned}
 U_2(EC(\bar{V}^*)) &= p_{\alpha_1} \times U_2(\bar{V}^* |_{\alpha=1}) + p_{\alpha_1} \times U_2(\bar{V}^* |_{\alpha=2}) + p_{\alpha_3} \times U_2(\bar{V}^* |_{\alpha=3}) + p_{\alpha_4} \times U_2(\bar{V}^* |_{\alpha=4}) \\
 U_2(EC(\bar{V}^*)) &= 0.2 \times 415 + 0.5 \times 385.81 + 0.2 \times 328.33 + 0.1 \times 0 \\
 U_2(EC(\bar{V}^*)) &= 341.57 \\
 EC(\bar{V}^*) &= 350061
 \end{aligned}$$

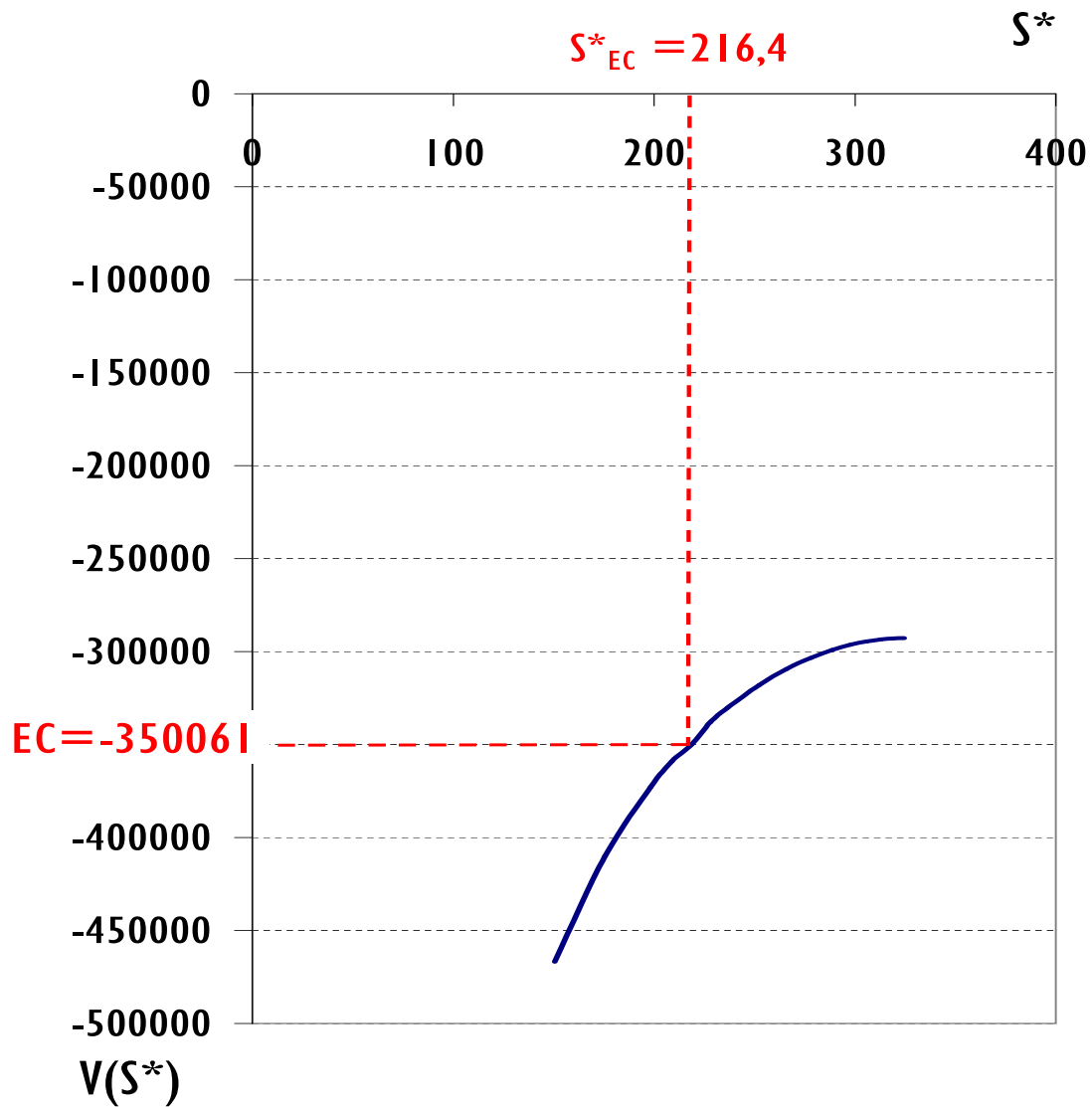
FIG. 4.11 – Le gestionnaire est averse au risque



2- Recherche de S_{EC}^*

En regardant la table de l'annexe 3, on obtient le stock optimal qui correspond à l'équivalent certain : $S_{EC}^* = 216.4$

FIG. 4.12 – Choix de S^* en présence d'aversion



3- Comparaison avec l'espérance

L'espérance $E(S^*)$ est toujours de 244.1. On s'aperçoit donc que l'aversion du décideur va le conduire à s'éloigner de l'espérance et à rechercher un stock plus faible. Plus le gestionnaire est averse au risque plus, si \bar{V}^* est concave ou linéaire, il va rechercher une valeur de stock inférieure à l'espérance.

TAB. 4.6 – Récapitulatif des résultats

	$E(S^*_\alpha)$	S^*_{EC}
Neutralité	244.1	227.9
Aversion	244.1	229.5

Le comportement face au risque du décideur doit donc être pris en compte car il peut engendrer des variations importantes du stock optimal. Nous n'avons traité ici que le risque inhérent au taux de croissance mais d'autres risques peuvent s'analyser de la même manière notamment face aux dommages. Nous n'avons pas traité cet aspect car dans notre modèle appliqué, l'optimum dépend peu des dommages et les résultats obtenus n'auraient donc pas été très éloignés du cas d'information parfaite. Cependant, dans des cas où l'externalité de stock est plus faible, il peut être très pertinent de traiter cet aspect notamment en raison de la difficulté d'estimation des dommages.

CONCLUSION

La modélisation économique des invasions biologiques représente un champ d'investigation très intéressant car, particulièrement en France, il n'a été que très peu exploré. De plus, cela exige une collaboration avec les biologistes et écologistes très enrichissante. Les disciplines s'entremêlent pour traiter d'un problème qui se situe à leur croisement. Ainsi le recueil des données biologiques, des coûts de gestion est une étape cruciale pour entreprendre la modélisation. C'est la disponibilité des données qui a guidé notre choix sur l'étude du marais Poitevin. Le modèle théorique se rapproche d'un champ de l'économie de l'environnement relativement développé : la théorie économique des ressources renouvelables. Les invasions biologiques se sont révélées proche des ressources à une différence notable près : le développement d'espèces invasives entraîne des coûts alors que celui de ressources renouvelables engendre des bénéfices. On peut donc analyser une invasion comme une ressource renouvelable indésirable.

Les résultats montrent que la gestion appliquée sur le marais Poitevin est très proche du stock optimal préconisé par notre modèle. La gestion unique par l'Institut Interdépartementale du Bassin de la Sèvre Niortaise offre un cadre d'analyse idéal pour une première approche puisque les problèmes d'externalité n'entrent pas en jeu. Il n'y a donc pas d'incitation à sous-contrôler ce qui peut être le cas sur des sites qui sont gérés par plusieurs institutions. Il faudrait alors introduire dans l'analyse la prise en compte des conflits et des mesures incitatives.

Avec une externalité de stock forte et même avec des dommages conséquents, l'étude de notre application et particulièrement l'analyse de sensibilité montre que la solution est surtout déterminée par la fonction de coût. C'est un résultat particulièrement intéressant du fait de la difficulté d'estimer les dommages. Cependant, il serait nécessaire de pouvoir estimer cette fonction sur une période plus longue pour confirmer l'importance de l'effet de stock. De plus, l'estimation étant conduite sur un site particulier, la forte variation inter et intra-site parfois ne nous permet pas de conclure sur la pertinence de cette hypothèse dans un cadre général même si elle semble réaliste.

On a montré dans le dernier chapitre que si l'opposée de la fonction de croissance est croissante et concave non strictement (ce qui compte-tenu des hypothèses a de grandes chances d'être le cas), alors un gestionnaire averse ou neutre au risque aura tendance à choisir un stock plus faible que le résultat en information parfaite. Un comportement risquophile du gestionnaire étant difficilement envisageable, on peut donc dire qu'en situation risquée, il y a une forte probabilité que le gestionnaire choisisse un stock plus faible qu'en situation certaine. Un autre aspect du risque n'a pas été envisagé dans ce mémoire : les stratégies de réduction des probabilités d'occurrence de risque. Dans la majorité des sites où les gestionnaires possèdent une bonne connaissance de la Jussie, des filets sont posés pendant les opérations d'arrachage afin de retenir les boutures. Dans le marais Poitevin des bâches sont posées sur les berges pendant les opérations d'enlèvement de la plante pour qu'aucune bouture n'aboutisse sur les rives. Ces stratégies qui s'enrichissent au fil de l'expérience des gestionnaires permettent de réduire le risque. Elles sont mises en œuvre et ont un coût. Il serait donc intéressant d'étudier cet aspect du risque. Il aurait été également pertinent d'analyser les conséquences de l'incertitude sur les résultats mais nous n'avons pas pu pendant ce stage de quatre mois aborder ce thème qui met en œuvre un cadre d'analyse très complexe. C'est cependant une piste d'étude complémentaire en raison de son caractère incontournable dans la lutte contre une invasion.

Le cadre d'analyse développé dans ce mémoire pourrait s'appliquer à d'autres invasions présentes en France notamment pour d'autres espèces végétales comme l'Egeria, le Lagarosiphon ou encore le Myriophylle du Brésil. Ces invasions moins préoccupantes que la Jussie constituent également des menaces pour la biodiversité et certains usages des milieux. Il existe également des invasions d'espèces animales terrestres ou aquatiques. Ainsi la multiplication des ragondins, des tortues de Floride ou encore des grenouilles taureaux posent des problèmes similaires. Il serait intéressant de voir si notre type de modèle peut également s'appliquer dans ces cas-là. L'externalité de stock sera-t-elle également pertinente ? Il est plus difficile de statuer au vu des nombreuses extinctions d'espèces du fait de l'action humaine. Cependant, ces espèces n'avaient pas le potentiel de développement que l'on constate pour les invasions.

BIBLIOGRAPHIE

Agences de l'eau, 1997, Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France, Etude des Agences de l'eau n°68.

AME, 2003, Plantes envahissantes de la région méditerranéenne, Agence méditerranéenne pour l'environnement, 48p.

ANDERSON J., HARDAKER J., (2004), Risk aversion in economic decision making : Pragmatic guides for consistent choice by natural resource manager, Conference on Risk and Uncertainty in Environmental and Resource Economics Wageningen, June, 5-7 2002 disponible à l'adresse :

http://www.sls.wageningen-ur.nl/enr/conference/papers/short/Anderson_short.doc

APPERE G., BONNIEUX F., RAINELLI P., 2003, " Pêche récréative et risques sanitaires : le cas des coquillages", INRA sciences sociales, N°3/02.

BUHLE E. , MARGOLIS M., RUESINK JL., "Bang for the Buck : Cost effective control of Invasive Species with Different Life Histories", Resources for the Future disponible sur le site <http://www.rff.org>

CHARUDATTAN R., 2001, "Are we on top of aquatic weeds? Weed problems, control options, and challenges", World's worst weeds, proceedings, November, 12 2001.

CHEVE M., CONGAR R., 2003, "La gestion des risques environnementaux en présence d'incertitudes et de controverses scientifiques une interprétation du principe de précaution", Revue économique, vol 54 N°6.

CLARK C.W, 1990, Bioeconomics modelling and Fisheries, J. Wiley, New-York

CLARK C.W, 1985, Mathematical bioeconomics, J. Wiley and Sons, 2nd ed New-York

Comité des Pays de la Loire pour la gestion des plantes envahissantes, 2004, Guide technique, gestion des plantes envahissantes, disponible à l'adresse : www.forum-marais-atl.com/iso_album/guide_plantes_env.pdf

Conseil Régional de Picardie, La Jussie, Quelques clefs pour mieux la connaître, disponible à l'adresse : http://www.cr-picardie.fr/fr/download/enviro/jussie_v2.pdf

Conseil Général des Landes, 2000, prolifération des plantes aquatiques, actes de la journée plantes aquatiques proliférantes 23/06/2000 disponible à l'adresse : <http://www.landes.org/doc/algues.pdf>

CONGAR R., 1990, L'exploitation d'une ressource renouvelable dans un contexte d'incertitude, Mémoire de maîtrise en Sciences économique, UBO, Brest.

CORNIER T., LEJAS D., LAMBERT E., DUTARTRE A., BERTON JP., HAURY J., 2002, "Données préliminaires sur la distribution, l'autoécologie et les impacts de *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H. Raven (Jussie) et *L. Grandiflora*(Michaux) Greuter et Burdet dans l'hydrosystème ligérien (France)", Actes du 11^{me} Symposium International EWRS sur la gestion des plantes aquatiques, Moliets et Maâ, France.

DALMAZZONE S., 2000, Economics factors affecting vulnerability to biological invasions, in PERRINGS and al. The economics of biological invasion chapter 2 pp17-30.

DAVIS M., GRIME P., THOMSON K., 2000, "Fluctuating resources in plant communities : a general theory of invasibility", Journal of Ecology, n°88, pp528-534.

DEHEN-SCHMUTZ K., PERRINGS C., M. WILLIAMSON, 2003 "Controlling *Rhododendron ponticum* in the British Isles : an economic analysis", Journal of environmental management, n°70.

DUTARTRE A., 2004, Invasion and management of the water primrose (*Ludwigia* spp in France : a panorama, 13th International conference on aquatic Invasive species.

DUTARTRE A. , 2004, "De la gestion des plantes aquatiques envagissantes à la gestion des hydrosytèmes", Ingenieries N° spécial, pp 87-100

DUTARTRE A., CHARBONNIER C., DOSDA V., FARE A., LÉBOUGRE A., SAINT MACARY I., TOUZOT O., 2002, "Production primaire des jussies (*Ludwigia spp*", Actes du 11^{me} Symposium International EWRS sur la gestion des plantes aquatiques, Moliets et Maâ, France.

DUTARTRE A., 2002, "La gestion des jussies en France : état des lieux et perspectives", Actes des Journées Techniques Nationales "Renouées", Besançon.

EGGERT H., MARTINSSON P., 2003, "Are commercial fishers risk-lovers ?", Working paper, dsiponible à l'adresse :
[http ://www.handels.gu.se/epc/archive/00002629/01/gunwpe0090.pdf](http://www.handels.gu.se/epc/archive/00002629/01/gunwpe0090.pdf)

EISWERTH M., VAN KOOTEN G., 2002, "Uncertainty, economics and the spread of an Invasive plant species", AJAE, vol 84, issue 5, pp 1317-1322.

EISWERTH M., JOHNSON W., 2002, "Managing nonindigenous invasive species : insights from Dynamic Analysis", Environment and resource economics, 23 (3), pp 319-342.

EVANS E., 2003, "Economic Dimensions of Invasive Species", Choices, 2ème semestre 2003.

FINNOFF D., LEWIS M., POTAPOV A., "Optimal Control of Biological Invasions of Lake Networks" submitted to Journal of economic dynamic and control 2005

HARDING G. , 1968, The tragedy of the commons, Science n°162, pp1243-1247.

HUPPERT D., 1995, "Risk assessment, economics, and precautionary fishery management" in Precautionary approach to fisheries Part 2 : Scientific papers, FAO.

HORAN R., PERRINGS C., LUPI F., BULTE E., 2002, "Biological pollution prevention strategies under ignorance : the case of invasive species", AJAE, vol 84, n°5.

JENSEN R., 2002, "Economic policy for Invasive species", working paper, disponible à l'adresse :
[http ://www.nd.edu/~rjensen1/workingpapers/InvasiveSpecies.pdf](http://www.nd.edu/~rjensen1/workingpapers/InvasiveSpecies.pdf)

JUNQUIERA LOPES R., MICHEL P., ROTILLON G., 1993, "Gestion bioécono-

mique d'une population et environnement. L'écrevisse *Procambarus Clarkii*", Cahiers d'économie et sociologie rurale, n°29.

KNOWLER D., BARBIER E., 2000, "The economics of an invading species : a theoretical model and case study application in Perrings et al.", The economics of biological invasions, Edgar Press, Cheltenham.

KNOWLER D., BARBIER E., 2004, "Importing exotic plants and the risk of invasion : are market-based instruments adequate ?", Ecological Economic.,

KNOWLER D., 2005, "Reassessing the costs of biological invasion : *Mnemiopsis leidyi* in the Black sea", Ecological Economics, n°52

LOVELL S., STONE S., 2005, "The economic impacts of aquatic invasive species : a review of the literature", National Center for Environmental Economics, <http://www.epa.gov/economics>.

MARGOLIS M., SHOGREN F., 2004, "How Trade Policies Affect Invasive Species Control", Ressources for the future, <http://www.rff.org>

MILLION A., (2004), Maîtrise des proliférations de Jussie (*Ludwigia* spp.), Une première analyse économique. Mémoire de diplôme d'agronomie approfondie, ENSAR.

OLSON L., ROY S., 2002, "The economic of controlling a stochastic biological invasion", AJAE, vol. 84, issue 5, pages 1311-1316 .

OLSON L., ROY S., non daté, "Controlling a biological Invasion : a non-classical dynamic Economic Model" disponible à l'adresse : <http://faculty.smu.edu/sroy/Olson%20Roy%20IER%20submission.pdf>

OLSON L., ROY S., 2003, "The Economics of Controlling a Biological Invasion", Working Paper No. 03-06. <http://ssrn.com/abstract=421007>

PARC NATUREL REGIONAL DE BRIERE, 2004, Dynamique de la Jussie observée en 2004 dans le marais de Grande Brière Mottière, Bilan.

PARC NATUREL REGIONAL DE BRIERE, 2004, Contrôle des herbiers de Jussie dans le marais de la Boulaie, Bilan.

PERRINGS C., 2000, "The economic of biological invasion", disponible à l'adresse : [http ://www.icsu-scope.org/downloadpubs/perringsetal.htm](http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/perringsetal.htm)

PERRINGS C., 2005, "Mitigation and adaptation strategies for the control of biological invasions", *Ecological Economics*, vol. 52, issue 3, pages 315-325

PERRINGS C., non daté, "Biological invasions in aquatic systems : the economic problem", disponible à l'adresse : [http ://www.york.ac.uk/res/cede/resources/CEDE_02-001.pdf](http://www.york.ac.uk/res/cede/resources/CEDE_02-001.pdf)

PERRINGS C., WILLIAMSON M., DALMAZZONE S.(eds), 2000, *The economic of biological invasions.*, Cheltenham, Elgar.

PERRINGS C., WILLIAMSON M., BARBIER E., DELFINO A., DALMAZZONE S., SHOGREN J., SIMMONS P., WATKINSON A., 2002, "Biological Invasion Risks and the Public Good : an economic perspective", *Conservation Ecology* vol 6, 7p.

PIGOU A, 1920, *The Economics of Welfare*, Macmillan, Londres.

PIMENTEL D., 2002, *Biological Invasions : Economic and environmental Costs of alien plant, animal, and microbe species*, CRC PRESS

PIPET N., non daté, *Résumé des études biologiques sur la Jussie dans le marais Poitevin*, IISBN.

PIPET N, CHOURRE G, 2004, *Maîtrise de la colonisation et de la prolifération des Jussies dans le marais Poitevin*, IISBN.

ROPARS C., 2002, *Analyse des politiques de régulation d'une ressource renouvelable : une application sur le gisement de coquille St-Jacques exploité en baie de Saint-Brieuc*, Thèse en sciences économiques, Université de Rennes 1.

ROPARS-COLLET C., MAHE L.P., LE GOFFE P., MILLION A., 2005, *Management strategies for an invasive specie : the importance of stock externalities*, colloque de Bremen, Juin 2005.

SETTLE C. SHOGREN J, 2002, "Modelling native-exotic species within yellowstone lake", *AJAE*, vol 84, pp 1323-1328.

SHOGREN J. 2000, "Risk reduction against the "explosive invader" in PERRINGS

and al. The economics of a biological Invasion, 2000, pp56-69.

SHOGREN J., TSCHIRHART J., 2005, Integrating ecology and economics to address bioinvasions Ecological Economics, vol. 52, issue 3, pp 267-271.

SHUBERT K., ZAGAME P., 1998, L'Environnement, une nouvelle dimension de l'analyse économique, Ed. Vuibert, Paris, 464p.

VALLEE A., 2002, Économie de l'environnement, Ed. Seuil, Paris, 330p.

VARIAN H., 1994, Introduction à la microéconomie, De Boeck Université.

WILLIAMSON M., 2000, "Costs and consequences of non-indigenous plants in the british Isles", disponible à l'adresse :

<http://www.ou.edu/cas/botany-micro/ben/ben281.html>

WILLIAMSON M., 1996, Biological Invasions, London : Chapman and Hal.

Site du forum des marais atlantiques :

http://www.forum-marais-atl.com/dd_plantes_aquatiques.html consulté le 15/04/2005.

Site du conseil général des Landes :

http://www.landes.org/fr_vivre_environnement_plante_aquatique.asp?Num=4 consulté le 05/03/2005.

Site du conseil régional de Picardie :

http://www.cr-picardie.fr/fr/page.cfm?pageref=environnement_jussie, consulté le 25/02/2005.

ANNEXES

Annexe 1 : Mieux reconnaître la Jussie



FIG. 4.13 – Tige de Jussie



FIG. 4.14 – Fruit de Ludwigia Peplodes



FIG. 4.15 – Fleur de Jussie



FIG. 4.16 – Herbier de Jussies

Photos de A. Dutartre



FIG. 4.17 – Mélange de Jussies et de Myriophylle du Brésil à l'étang d'Apigné



FIG. 4.18 – Un des étangs d'Apigné envahi par la Jussie



FIG. 4.19 – Curage

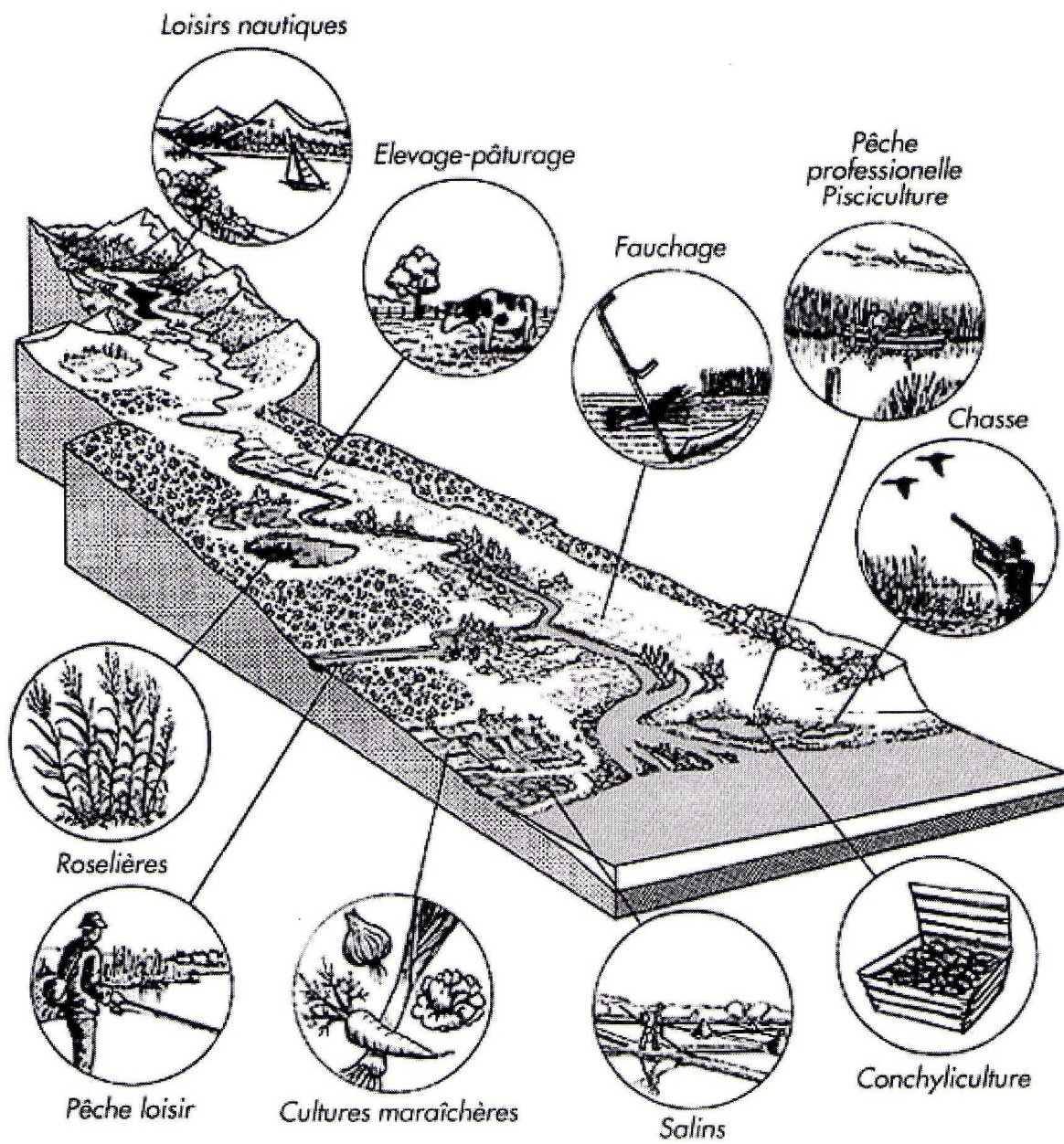


FIG. 4.20 – Arrachage mécanique à l'Etang du Turc



FIG. 4.21 – Arrachage en barque

Annexe 2 : Atteintes aux usages



Annexe 3 : Utilité et valeur en fonction de r

a

a

a

Table des figures

1.1	Offre et demande de ressources	5
1.2	Evolution de l'invasion	15
1.3	cas 1 : $f(x(y))$ est monotone croissante	16
1.4	cas 2 : $f(X(y))$ suit une dynamique plus complexe	17
2.1	Répartition de la Jussie en France en 2002	20
2.2	Fleur de <i>Ludwigia uruguayensis</i> Cliché JP Damien PNR de Brière	21
2.3	Jussie en phase de colonisation Cliché M. Leplat Etang d'Apigné	21
2.4	Cas extrêmes	28
3.1	Evolution de la colonisation de la Jussie	32
3.2	Les estimations des deux fonctions de croissance	34
3.3	Comparaison des deux fonctions de coût	36
3.4	Fonctions de dommages	38
3.5	Zoom sur les dommages	38
3.6	La fonction de valeur	39
3.7	Zoom autour du minimum	39
4.1	Variation des dynamiques de croissance	44
4.2	Stock optimal en fonction de ε	46
4.3	Fonction de valeur à l'optimum en fonction de ε	46
4.4	Variation de la dynamique de croissance en fonction de r	47
4.5	Variation du prélèvement et du stock optimal en fonction de r	47
4.6	Stock optimal en fonction des variations de dommages	48
4.7	Fonction de valeur à l'optimum en fonction des dommages	48
4.8	Aversion pour le risque	50
4.9	Le gestionnaire est neutre au risque	54
4.10	Choix de S^* en cas de neutralité	55
4.11	Le gestionnaire est averse au risque	56
4.12	Choix de S^* en présence d'aversion	57
4.13	Tige de Jussie	68

4.14	Fruit de Ludwigia Peploides	68
4.15	Fleur de Jussie	68
4.16	Herbier de Jussies	68
4.17	Mélange de Jussies et de Myriophylle du Brésil à l'étang d'Apigné	68
4.18	Un des étangs d'Apigné envahi par la Jussie	69
4.19	Curage	69
4.20	Arrachage mécanique à l'Etang du Turc	69
4.21	Arrachage en barque	69

Liste des tableaux

1.1	Typologie simplifiée des biens	8
2.1	Impacts écologiques de la Jussie	22
2.2	Principales caractéristiques de la Jussie	22
3.1	Calcul du stock	35
3.2	Valeurs des paramètres de $C_1(S, y)$	35
3.3	Valeur des paramètres de $C_2(S, y)$	36
3.4	Coûts estimés	37
3.5	Calcul de la dépense totale	37
3.6	Valeurs des dérivées à l'optimum - cas statique	40
3.7	Valeurs des dérivées à l'optimum - Cas dynamique	40
3.8	Variation de l'optimum en fonction de i	40
4.1	Variation des résultats en fonction de ε	46
4.2	Les différentes incidences sur S^* de la convexité (resp concavité) des fonctions U et \bar{V}	52
4.3	Loi de probabilité de α	53
4.4	Valeur et Utilité linéaire	53
4.5	Valeur et Utilité concave	55
4.6	Récapitulatif des résultats	57