

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI**

**LA GESTION DES RISQUES ASSOCIÉS AUX ESPECES  
AQUATIQUES ENVAHISSANTES : DÉFIS A RELEVER  
POUR UNE APPROCHE INTEGRÉE**

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en Gestion des Ressources maritimes en vue de  
l'obtention du grade de maître ès sciences

PAR

**© ISABELLE DESJARDINS**

**Juillet 2015**



**Composition du jury :**

**Marcel Lévesque, président du jury, Université du Québec à Rimouski**

**Claude Rioux, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski**

**Madeleine Nadeau, examinateur externe, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et  
de l'Alimentation-MERINOV**

Dépôt initial le 15 décembre 2014

Dépôt final le 28 juillet 2015



UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI  
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.



Je dédie ce mémoire à mes parents, Gérard et Michelle qui m'ont toujours encouragés dans l'atteinte de mes buts et de mes rêves. Je dédie aussi ce mémoire à mon amoureux, Guéno, sans qui mon entêtement et ma persévérance à me rendre jusqu'au bout auraient probablement flanché. Par sa patience et ses encouragements, il a su trouver les mots justes pour m'encourager, me faire rire et me soutenir. Merci à vous trois !

*Il y a trois sortes d'hommes : les morts, les vivants et ceux qui vont à la mer.*

-Aristote



## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier, dans un premier temps, Mme Madeleine Nadeau, du Centre d'Innovation de l'aquaculture et des Pêches du Québec MERINOV, au bureau des Îles-de-la-Madeleine, pour son expertise, son soutien, ainsi que ses précieux conseils quant à la réalisation de ce rapport. Je souhaite aussi remercier toute l'équipe du MAPAQ des Îles-de-la-Madeleine, pour son accueil, son expertise, son soutien lors du stage. Je tiens également à remercier Julie Boyer de la Direction de l'Innovation et des Technologies du MAPAQ, Marcel Lévesque, professeur et directeur du programme en Gestion des Ressources Maritimes de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), et M. Claude Rioux, professeur en Gestion des Ressources Maritimes de l'UQAR, sans qui le stage et la réalisation de ce rapport n'auraient eu lieu. Je tiens également à remercier tous les intervenants et professionnels consultés au cours du stage. Leur expertise, ainsi que leurs précieux commentaires, ont grandement contribué à la réalisation de ce rapport. Finalement, je tiens à remercier Anne-Sophie Devanne pour ces judicieux conseils.



## RÉSUMÉ

Les espèces exotiques envahissantes sont source d'inquiétude pour nos écosystèmes aquatiques. Malheureusement, avec les changements climatiques, et la demande sans cesse grandissante en ressources marines et en transport maritime, les risques d'introduction et de dispersion de ces espèces vont en croissant. Au Québec, les régions des Îles-de-la-Madeleine et de la Gaspésie sont particulièrement à risque du fait qu'elles sont situées dans un secteur où se croisent plusieurs routes maritimes. L'introduction d'EEE peut amener des impacts importants autant sur l'économie de ces régions, en particulier en ce qui concerne la pêche et l'aquaculture, que sur les écosystèmes aquatiques marins et d'eau douce en général. Afin de bien comprendre les processus qui favorisent les introductions et la propagation, ainsi que l'établissement d'EEE, différents outils et méthodes d'analyses de risques existent et sont fréquemment utilisés. Ces outils de modélisation intègrent, entre autres, des données sur la biologie et l'écologie des EEE, sur les caractéristiques environnementales des habitats essentielles à la survie des EEE, ainsi que sur les différents vecteurs, naturels et anthropiques, de propagation et introduction d'EEE. Toutefois, très peu intègrent des paramètres socioéconomiques dans ces modélisations. Ces paramètres sont intéressants et même essentiels à des analyses de risques complètes dont les résultats pourraient aider les intervenants à prendre des décisions éclairées, que ce soit lors de choix d'actions de prévention, de surveillance, d'éradication, de contrôle et de sensibilisations aux EEE, ou encore, dans l'identification des ressources financières et humaines nécessaires à ces actions.

Mots clés : Espèces aquatiques envahissantes, Vecteurs, Introduction, Gestion, Modélisation, Risque, Données, Socioéconomiques



## ABSTRACT

Aquatic invasive species are already a source of concern for the wellness of the aquatic ecosystems. Unfortunately, with climate changes and the rising demand in marine resources and marine transportation, the risk of introduction is expected to rise as well. The Magdalen Islands and Gaspésie regions are especially at risk due to their geographical positioning, because they are located in a zone where marine traffic is important. AIS introduction can lead to serious impacts whether for the fisheries and aquaculture industries, or the marine and fresh water ecosystems in general. In order to understand the processes that favour the introduction and propagation of AIS, different modelling tools and methods exist and are frequently used. These modelling tools integrates, among others, data on AIS biology and ecology, habitats' environmental characteristics essential to the AIS survival, as well as on different vectors, natural and anthropic, involved in the introduction and propagation of AIS. However, very few of these modeling tools integrate socioeconomic information. This information is valuable and even essential to high quality risk assessments. The results of complete risks analysis could help the stakeholders and managers to allow effective and informed choice of actions to undergo, like prevention, surveillance, eradication, control and awareness campaign on AIS. Identification of financial and human resources necessary to those actions could also be part of a complete risk analyses results.

*Keywords* : Aquatic Invasive Species, Vectors, Introduction, Modelisation, Risk assessments, Data, Socioeconomic

## TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS.....	IX
RÉSUMÉ.....	XI
ABSTRACT.....	XIII
TABLE DES MATIERES.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVII
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES .....	XIX
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	20
CHAPITRE 1.....	22
LES PROBLEMATIQUES DES EEE EN MILIEU AQUATIQUE.....	22
1.1 LES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX.....	22
1.2 LES VECTEURS D'INTRODUCTIONS ET DE PROPAGATIONS D'EEE.....	25
1.2.1. LES VECTEURS NATURELS.....	26
1.2.1.1. LES ÉPIBIONTES.....	26
1.2.1.2. LA DISPERSION LARVAIRE .....	27
1.2.2. LES VECTEURS ANTHROPIQUES .....	29
1.2.2.1. LE TRANSPORT MARITIME .....	30
• LES BIOSALISSURES .....	30

• LES EAUX DE BALLAST .....	32
1.2.2.2. MANUTENTION D'ORGANISMES VIVANTS.....	37
• TRANSFERT EN MILIEU NATUREL .....	37
• TRANSFERT DANS DES INFRASTRUCTURES TERRESTRES.....	40
• TRANSFERTS A BORD D'EMBARCATIONS .....	41
CHAPITRE 2.....	44
LA GESTION DES EEE .....	44
2.1....PROFIL MARICOLE DES ÎLES-DE-LA-MADELEINE & IMPACTS POTENTIELS DES EEE : UNE BREVE PRESENTATION .....	45
2.2 IMPACTS SOCIOECONOMIQUES DES EEE .....	48
2.3 LES DEFIS DE GESTION DES EEE .....	53
2.4 OUTILS ET METHODES DE LUTTE AUX EEE.....	60
2.4.1. OUTILS REGLEMENTAIRES.....	60
2.4.1.1. EAUX DE BALLAST .....	61
2.4.2. TRANSFERTS AQUACOLES.....	62
2.4.2.1. AQUACULTURE ET VENTE DE POISSONS.....	63
2.4.3. POISSONS APPATS ET PECHE SPORTIVE EN EAU DOUCE.....	64
2.5 UTILISATION DE STRATEGIE ET PLAN D'ACTION.....	65

2.5.1 STRATEGIE .....	65
2.5.2 PLAN D’ACTIONS .....	67
CHAPITRE 3.....	71
LES ANALYSES DE RISQUES ET PISTES POUR UNE APPROCHE INTEGREE .....	71
3.1.....LES ANALYSES DES RISQUES LIEES AUX EEE: COMPARAISON ENTRE LES SCIENCES NATURELLES, ECONOMIQUES ET L’APPROCHE INTEGREE.....	72
3.2.....PREMIERE ETAPE : EVALUATION DE LA PROBABILITE D’INTRODUCTION D’UNE EEE.....	75
3.3.....DEUXIEME ETAPE : EVALUATION DES IMPACTS D’UNE INTRODUCTION .....	77
3.4. L’INTEGRATION DES PARAMETRES SOCIO-ECONOMIQUES AUX ANALYSES DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX .....	78
CHAPITRE 4.....	97
PISTES POUR DE NOUVELLES RECHERCHES .....	97
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	105



## LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : CARTE D'OBSERVATION D'EEE EN MILIEUX COTIERS A L'ECHELLE MONDIALE (NCEAS, 2011).....	25
FIGURE 2: DISPERSION LARVAIRE NATURELLE ET POTENTIELLE DU CRABE VERT EUROPEEN (C. MAENAS) SUR LES COTES DU CANADA MARITIME (TIRE DE THERRIAULT ET AL., 2008).....	28
FIGURE 3: VOLUMES TOTAUX DE DECHARGE D'EAUX DE BALLAST (EN MILLIONS DE TONNES, MT) SUR LA COTE ATLANTIQUE CANADIENNE (SELON DES DONNEES DE 2005) (TIRE DE THERRIAULT ET AL., 2008).....	35
FIGURE 4: REPRESENTATION DU TRANSPORT MARITIME COMMERCIAL (EXCLUANT TOUT TRANSPORT AUTRE QUE DE MARCHANDISE) A L'ECHELLE MONDIALE, POUR LES ANNEES 2004 ET 2005 (NCEAS, 2011).....	36
FIGURE 5: RISQUE D'INTRODUCTION SELON LA DENSITE DES EXPLOITATIONS AQUACOLES AU CANADA ATLANTIQUE EN 2005 (TIRE DE THERRIAULT ET AL., 2008). .....	40
FIGURE 6: DENSITE DES PETTTES EMBARCATIONS SUR LA COTE ATLANTIQUE CANADIENNE ET L'ESTUAIRE DU SAINT-LAURENT EN 2005 (TIRE DE THERIAULT ET AL., 2008). .....	43
FIGURE 7: ÉTAPES D'UNE INTRODUCTION BIOLOGIQUE ET LES OPTIONS DE GESTIONS POSSIBLES SELON L'ETAPE D'INTRODUCTION (TIRE DE LODGE ET AL., 2009).....	86
FIGURE 8: RETROACTIONS ENTRE LES PROCESSUS BIOECOLOGIQUES ET ECONOMIQUES (TIRE DE LODGE ET AL., 2009). .....	90
FIGURE 9: LA GESTION INTEGREE DES RISQUES : TROIS CHAMPS DE RECHERCHES A CONSIDERER DANS LE BUT DE MIEUX COMPRENDRE LES	

INTRODUCTIONS D'EEE, LEURS IMPACTS ET LEUR RETROACTIONS (TIRE DE  
LODGE ET AL., 2009).....95

## LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ACIA	Agence Canadienne d'Inspection des Aliments
ASFC	Agence des Services Frontaliers du Canada
EEE	Espèce(s) Exotique(s) Envahissante(s)
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
IC	Industrie Canada
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, de la Pêche, de l'Agriculture du Québec
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
MNR	Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario (Ministry of Natural resources)
MPO	Ministère Pêches et Océans Canada
ST	Santé Canada
TC	Transport Canada

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

En 1992, la Convention sur la diversité biologique (CDB) a défini les espèces exotiques envahissantes (EEE) comme étant des espèces allochtones introduites, qui s'implantent et qui prolifèrent dans un écosystème autre, générant à la fois des dommages environnementaux et économiques en menaçant les habitats et les espèces natives (Nations Unies, 1992; article 8). Une espèce exotique est également dite envahissante lorsque, typiquement, sa population se reproduit, s'étend et entre en compétition avec les espèces indigènes (Sala *et al.*, 2000). Cette compétition peut compromettre le fonctionnement des écosystèmes en les transformant.

Les introductions ou les propagations d'espèces exotiques envahissantes peuvent provoquer des impacts négatifs et permanents aux écosystèmes, en plus d'impacter différents domaines socio-économiques. Par exemple, la perte de biodiversité qui découle d'une introduction peut entraîner une réduction des usages et de la valeur économique des milieux naturels (Therriault & Herborg, 2007; Bureau du vérificateur général du Canada, 2008). Ces effets négatifs ont aussi des répercussions sur les échanges commerciaux à l'échelle locale, régionale et internationale (Levine & D'Antonio, 2003). Dans le but de réduire de tels effets négatifs, de plus en plus d'investissements publics et privés sont sollicités afin de prévenir les introductions d'EEE, et ce, aux fins d'élaborations et de mise en œuvre de méthodes de détection précoce, de surveillance, d'éradication, ou de contrôle de populations d'EEE ou encore pour ralentir leur dispersion (Jenkins, 2002; Keller *et al.*, 2007; Lodge *et al.*, 2009). D'un point de vu socio-économique, les dommages causés par l'introduction d'une EEE seraient comptés en tant que coûts supplémentaires dans les démarches et transactions d'affaires, et d'une modification du comportement du consommateur en réponse à ces introductions, et ce dans le but de minimiser ces impacts (Lodge *et al.*, 2009).

L'intégration de paramètres bioéconomiques aux analyses de risques est considérée comme une approche prometteuse en gestion du risque d'introductions d'EEE (Dasgupta *et al.*, 2000). Ainsi, lors de la réalisation de plans d'action et de programme de gestion du risque, les intervenants sollicités seront mieux outillés pour répondre rapidement et efficacement aux introductions d'EEE. De plus, les intervenants auraient une meilleure vue d'ensemble d'une gestion intégrée du risque lors des étapes d'élaboration de lois et règlements, de protocoles et de plans d'actions par exemple, en plus d'améliorer le rapport coût- efficacité des interventions et de la gestion (Crocker & Tschirhart, 1992; Lodge *et al.*, 2009). L'identification et la quantification des rétroactions entre les systèmes biologiques, environnementaux et économiques est toute aussi primordiale afin de mieux répondre à certaines questions importantes telles que : quelle serait la valeur d'investissement nécessaire à la prévention et la détection précoce versus le contrôle d'une EEE, quels seront les bénéfices tirés de tels investissements, combien sont prêts à payer les consommateurs selon le type de mesures et gestion favorisées, etc. ? (Jenkins, 2002; Lodge *et al.* 2009).

Afin de mieux répondre à ces différentes questions, une revue de littérature sur les problématiques des EEE, et plus précisément, sur les enjeux environnementaux en milieu aquatique marin et d'eau douce, sur les différentes approches de gestion actuellement utilisées, et sur les méthodes d'analyses de risques intégrées est proposée dans le présent document. Des pistes de recherche pour améliorer la mise en œuvre de méthode de gestion sont aussi proposées en guise de conclusion.

## CHAPITRE 1

### LES PROBLEMATIQUES DES EEE EN MILIEU AQUATIQUE

#### 1.1 LES ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX

De nombreux auteurs s'entendent pour dire que le phénomène d'introduction d'EEE fait maintenant partie d'une réalité qui menace la majorité des écosystèmes aquatiques de la planète (Carlton, 1985; Eldredge, 1992; Orensanz *et al.*, 2002; Zvyagintsev, 2003; Branch & Steffani, 2004; Ruiz & Carlton, 2004; Calcinaï *et al.*, 2004; Minchin *et al.*, 2005; Streftaris *et al.*, 2005; Gollasch, 2006). Des experts ont même déclaré que le phénomène d'introduction d'espèces envahissantes serait, avec la destruction des habitats, l'une des principales causes de perte de biodiversité (Bureau du vérificateur général du Canada, 2008). Des impacts sur la génétique des populations indigènes sont aussi à craindre lors d'introduction d'EEE (ACDPR, 2006; Therriault & Herborg, 2007; Bureau du vérificateur général du Canada, 2008).

Même si les invasions biologiques ont toujours eu lieu, leur fréquence se serait accélérée à l'échelle mondiale depuis la seconde moitié du vingtième siècle (Williamson, 1999 ; Mack *et al.*, 2000 ; Mooney & Cleland, 2001 ; Frésard, 2008). Par conséquent, ces introductions sont reconnues comme faisant partie intégrante des changements portés à la biodiversité à l'échelle mondiale (Glowka *et al.*, 1994; Lövei, 1997; Vitousek *et al.*, 1997; Wilcove *et al.*, 1998; Mooney 1999; Occhipinti-Ambrogi & Savini, 2003; Didham *et al.*, 2005 ; Frésard, 2008).

Plusieurs vecteurs sont identifiés comme responsables d'introductions ou de propagation d'EEE en milieu marin. Malgré que certains de ces vecteurs soient considérés comme d'origine naturelle (P. ex. : la dispersion d'EEE par les courants marins), la grande majorité des vecteurs sont d'origine anthropiques (P. ex. : transport maritime, pêcheries, activités nautiques, etc.) (Vitousek *et al.*, 1997). Perrings *et al.* (2002) décrivent l'introduction d'espèces non indigènes comme étant influencée par le degré d'ouverture sur l'économie d'une région, ainsi que par la composition des échanges nationaux et internationaux. Certains auteurs mentionnent qu'il existe un nombre important de vecteurs d'introduction d'EEE liés de façon directe et indirecte à la mobilité des populations que ce soit à l'échelle régionale, nationale et internationale. Selon plusieurs études, le transport maritime, serait le principal vecteur d'introduction d'EEE à l'échelle planétaire (Locke *et al.*, 2007; Lambert & Lambert, 1998 ; Lützen, 1999).

Selon plusieurs études et observations, les risques d'introduction et d'établissement des EEE auraient subi une augmentation rapide au cours des années, dus à la mondialisation, à la demande constamment croissante en transport maritime, en produits marins et aquacoles, ainsi qu'à l'augmentation des activités touristiques (Carlton & Geller, 1993, Minchin 2007). Certaines études précisent également qu'un chevauchement entre les différents réseaux de transports, et les parcours empruntés par ceux-ci, ont certainement augmenté et continueront de faire augmenter les risques d'introductions d'EEE (Lützen, 1999; Minchin, 2007). Cette augmentation des risques d'introduction, couplée aux changements climatiques, favoriseront assurément d'avantage les opportunités d'introduction, d'établissement et la propagation des EEE (Minchin, 2007).

La figure 1 représente une carte des observations d'EEE aquatiques à l'échelle mondiale (UNEP/GRID-Arendal, 2008; NCEAS, 2011). On peut constater que des EEE sont présentes dans la plupart des habitats côtiers de la planète. On devine, sur cette figure, la forme des continents définie par les points d'observation d'EEE en milieu côtier. On peut

notamment remarquer que la côte Est de l'Amérique du Nord semble particulièrement affectée par la présence d'EEE, toutes espèces confondues. On peut aussi observer que les zones plus foncées correspondent à des zones d'hautes activités économiques, tels des ports commerciaux et des zones de pêche commerciale. La côte ouest Européenne, ainsi que les côtes est américaine et canadienne en sont de bons exemples (UNEP/GRID-Arendal, 2008; NCEAS, 2011). Les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent, même s'ils sont en grande majorité composés par des milieux aquatiques dulcicoles, sont aussi présents sur cette figure. Cette grande région est caractérisée par d'importantes activités économiques, où plusieurs EEE sont bien établies (P. Ex. : les moules zébrées et quaggas, le gobie à taches noires, etc.) (MDDEFP, 2014). La plupart des EEE présentes dans cette grande région ont été introduites dans les Grands Lacs, par des navires marchands en provenance d'Europe, et se sont par la suite propagées dans le Saint-Laurent. C'est le cas notamment du gobie à taches noires qui provient de la région Ponto-Caspienne, et qui se retrouve désormais dans toute la portion eau douce du Saint-Laurent. (UNEP/GRID-Arendal, 2008; NCEAS, 2011; MDDEFP, 2014).





**Figure 1 : Carte des zones problématiques d'infestation d'EEE en milieux côtiers à l'échelle mondiale. Ces zones sont aussi reconnues pour leurs forts taux de pollution, de surpêche et de trafic maritime (Tiré de UNEP/GRID-Arendal, 2008).**

## **1.2 LES VECTEURS D'INTRODUCTIONS ET DE PROPAGATIONS D'EEE**

Deux types de vecteurs sont impliqués dans les épisodes d'introductions et de propagation d'EEE : les vecteurs naturels et les vecteurs anthropiques. Depuis toujours, les vecteurs naturels ont permis la dispersion de plusieurs espèces animales et végétales, en agrandissant leur aire de répartition naturelle par exemple. Les vecteurs anthropiques, c'est à dire lesquels originent d'activités humaines, permettent aux EEE d'atteindre des zones autrement impossible pour ces dernières de s'y rendre de façon naturelle, en plus de permettent aux EEE d'atteindre ces zones plus rapidement et plus densément.

### 1.2.1. LES VECTEURS NATURELS

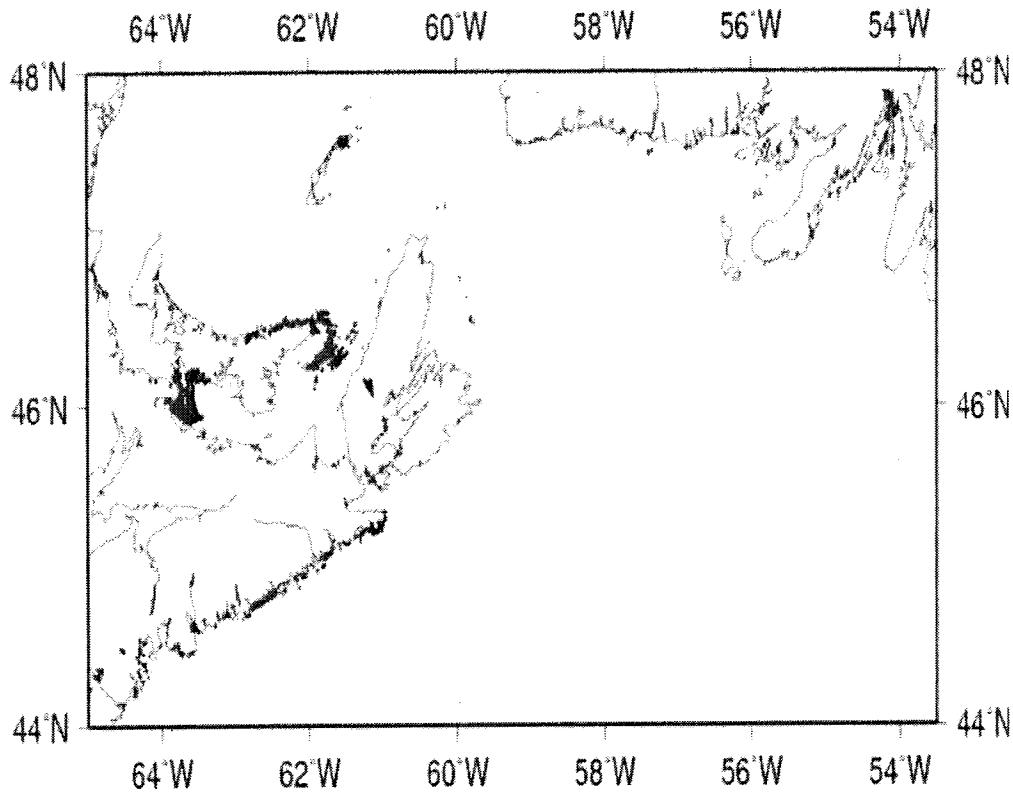
Deux grandes méthodes de dispersion naturelle d'EEE sont identifiées dans la littérature scientifique : soit sous forme d'épibionte et par la dispersion larvaire. Un épibionte est définie comme un organisme fixé sur un support vivant, tel un animal ou végétal qui se déplace, qui est transporté ou qui dérive avec celui-ci (Bernier *et al.*, 2009).

#### 1.2.1.1. LES ÉPIBIONTES

Bernier *et al.* (2009) ont observé, sur des homards américains (*Homarus americanus*) et des crabes communs (*Cancer irroratus*), la présence de tuniciers épibiontes. Les crustacés provenaient de prises de pêches commerciales au large des côtes de l'Île-du-Prince-Édouard (ÎPE). Les tuniciers présents sur les crustacés, tel le botrylle étoilé (*Botryllus schlosseri*), sont des EEE et peuvent, par exemple, menacer l'industrie mytilicole en se fixant à l'équipement et aux moules, ce qui les étouffera. Dans cette même étude, il a été démontré que les homards vivants dans les eaux de l'ÎPE, peuvent voyager jusqu'à 86 km dans le détroit de Northumberland, et jusqu'à un maximum de 24 km au nord des côtes de l'ÎPE au cours d'une seule saison (Bernier *et al.*, 2009). Toutefois, les données sur la migration de ces espèces dans les eaux de l'estuaire et côtières du sud du golfe du Saint-Laurent, ne sont pas assez détaillées pour pouvoir conclure quant à leur rôle de vecteur naturel d'introduction d'EEE (Bernier *et al.*, 2009). Par ailleurs, une EEE peut aussi être elle-même considérée comme un vecteur d'introduction pour d'autres EEE. Ainsi, les plus gros spécimens de *Styela clava*, un autre tunicier exotique envahissant que l'on retrouve aussi sur les homards américains et les crabes communs, sont souvent eux-même recouverts d'épibiontes tels des coraux, des algues, des hydrozoaires, des éponges etc. Ces « auto-stoppeurs » indésirables peuvent alors migrer dans de nouveaux secteurs en même temps que leur hôte (Lützen, 1999).

### 1.2.1.2. LA DISPERSION LARVAIRE

La dispersion de larves pélagiques d'espèces animales marines est, le plus souvent, limitée par des barrières naturelles, incluant la distance et les barrières géographiques, les gradients de température, d'oxygène et de pression, et les courants marins. Par exemple, en ce qui concerne le crabe vert européen (*Carcinus maenas*), la température de l'eau et la dynamique des courants de la côte est Atlantique permettraient une dispersion larvaire naturelle de cette espèce. Dans cet exemple et pour cette région, la dispersion larvaire du crabe vert européen se fait à partir du chenal Laurentien vers le centre du détroit de Northumberland, les baies de l'ÎPE et la Nouvelle-Écosse (Therriault *et al.*, 2008) (Fig. 2). Les larves peuvent ensuite être retenues dans les enfoncements côtiers de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, ainsi que de Terre-Neuve et des Îles-de-la-Madeleine. De plus, le stade larvaire de certains organismes peut être de longue durée et permettre la dérive des larves sur une plus longue période, et ainsi, parcourir une plus longue distance (Herborg *et al.*, 2007; Therriault *et al.*, 2008). Par exemple, les larves des crabes verts et des crabes chinois à mitaine (*Eriocheir sinensis*) ont une longue durée de vie pour des crustacés qui favorisent leur dispersion : jusqu'à plus de 50 jours (Herborg *et al.*, 2007; Therriault *et al.*, 2008). Toutefois, certains paramètres environnementaux peuvent influencer la durée des stades larvaires tels que la température de l'eau. Ainsi, une température plus froide permettrait un stade larvaire plus long chez le crabe vert (Paille *et al.*, 2006).



**Figure 2: Zone, en noir, de dispersion larvaire naturelle et potentielle du crabe vert européen (*C. maenas*) sur les côtes du Canada maritime (tiré de Therriault *et al.*, 2008).**

Therriault *et al.* (2008) suggèrent d'ailleurs que la dispersion larvaire serait un mécanisme important à l'introduction initiale du crabe vert européen, mais il n'existe que très peu d'informations sur la migration sur de longues distances de cette espèce (Cohen & Carlton, 1995). D'autre part, l'information recueillie dans la littérature à propos de la dispersion du crabe chinois à mitaines, connue pour ses migrations sur de longues

distances, met en évidence l'importance des canaux et des voies d'eaux secondaires dans l'introduction et la dispersion naturelle de l'espèce (Therriault *et al.*, 2008).

Ces quelques exemples de vecteurs naturels, tels les courants marins, les épibiontes et la dispersion larvaire démontrent que plusieurs espèces marines ont la possibilité d'étendre leur aire de dispersion naturelle, mais que plusieurs paramètres physiques limitent ces dispersions, tel la température de l'eau. Toutefois, les changements climatiques auront probablement un rôle à jouer dans la modification des vecteurs naturels de propagation et de dispersion d'EEE. Par exemple, des phénomènes météorologiques tels des ouragans et des pluies abondantes favorisant des inondations, et le réchauffement de la température des eaux des mers et des océans, pourraient aussi favoriser l'introduction, l'établissement et la dispersion des EEE (Therriault *et al.*, 2008).

#### 1.2.2. LES VECTEURS ANTHROPIQUES

Comme mentionné précédemment, différents vecteurs liés aux activités humaines, les vecteurs anthropiques peuvent intervenir dans l'introduction et la propagation des EEE. Ces vecteurs peuvent être catégorisés sous deux grandes catégories : le transport maritime et la manutention d'organismes vivants.

Le transport maritime est considéré comme la source la plus importante de vecteurs d'introduction et de propagation d'EEE (Therriault & Herborg, 2007). Dans cette catégorie, toutes les embarcations et navires utilisés dans différents domaines pour transporter de la marchandise, des passagers ou autres, sont considérés. Il peut s'agir, par exemple, d'embarcations et navires utilisés dans la marine marchande, les navires de guerre, les bateaux de croisières, les navires et les embarcations utilisées dans les activités de pêches commerciales et sportives ou les embarcations utilisées dans les activités nautiques. Plusieurs EEE sont transportés par ces vecteurs. Un vecteur peut aussi transporter plusieurs EEE à la fois et une EEE peut être transportée par différents types de vecteurs (Therriault &

Herborg, 2007). Prenons, par exemple, la dispersion secondaire de la caprelle (*Caprella mutica*), un petit crustacé envahissant dont la dispersion est fortement associée aux activités humaines, et dont les vecteurs d'introduction et de propagation peuvent être associés à la fois au transport maritime, aux activités nautiques récréatives et aux activités de pêches et aquacoles (Cohen & Carlton, 1995; Cohen & Carlton, 1998).

#### 1.2.2.1. LE TRANSPORT MARITIME

On distingue deux catégories de dispersion d'EEE associés au transport maritime : les biosalissures et les eaux de ballast. Les biosalissures sont définies comme étant des organismes vivants fixés à des structures, tel que sur la coque des navires et certaines des biosalissures peuvent être considérées comme des EEE.

- LES BIOSALISSURES

Selon Therriault et Herborg (2007), les EEE, sous la forme de biosalissures, se retrouvent en grande majorité sur les équipements et les stocks aquacoles, les équipements de pêche, la coque des embarcations de faible vitesse (P. ex. les barges) et les coques de navires de grande (>50m) et moyenne (<50m) taille. Toujours selon les mêmes auteurs, la faible vitesse de croisière et le temps de résidence des embarcations dans différents ports et marinas, détermineraient le taux de succès de la fixation des certaines EEE sur ces vecteurs (Therriault & Herborg, 2007). Lambert & Lambert (2003) et Ramsay *et al.* (2008) ont également observé des biosalissures sur de plus petites embarcations, principalement des embarcations de plaisance, tels les voiliers et les chaloupes.

Plusieurs activités sont incluses dans la catégorie du transport maritime et sont considérées comme sources de vecteurs d'introduction et de propagation d'EEE. Par exemple, les navires de guerre sont des vecteurs reconnus d'EEE (Locke *et al.*, 2007; Therriault & Herborg, 2007). L'introduction du tunicier *S. clava* dans le port de Plymouth

(Massachusetts) en 1953 coïncide avec l'arrivée des navires revenant de la guerre de Corée, et serait la première introduction de l'espèce en Amérique du Nord (Clarke & Therriault, 2007; Locke *et al.*, 2007). Par la suite *S. clava* s'est propagé dans plusieurs secteurs de l'Amérique du Nord, pour finalement atteindre la côte atlantique américaine et canadienne (Clarke & Therriault, 2007; Locke *et al.*, 2007). Puisque la dispersion larvaire de *S. clava* se fait généralement à moins de 10 m de l'adulte (Locke *et al.*, 2007) et, qu'aucun individu n'avait été observé auparavant aux alentours du port, l'hypothèse que cette EEE se soit introduite sous forme de biosalissure sur la coque des navires de guerre est tout à fait plausible. La coque de navires plus rapides peut aussi être contaminée par des biosalissures puisque certains organismes sont résistants aux fortes turbulences et à l'effet abrasif de l'eau lors de déplacement à grande vitesse. En particulier, selon Therriault *et al.* (2008), les larves du crabe vert européen peuvent se retrouver fixées à la coque de navires et d'embarcations en tout genre et, selon les auteurs, celles-ci constitueraient les plus importants vecteurs d'introduction de ce crabe envahissant. Cette grande capacité de fixation des larves du crabe vert européen pourrait être responsable de la plupart des introductions de l'espèce à l'échelle planétaire.

Les crustacés exotiques ont pu aussi par le passé être introduits par ce type de vecteur. Dans son habitat naturel, la caprelle, *C. mutica*, peut se fixer à des macroalgues comme *Sargassum spp* (Willis *et al.*, 2004, Cook *et al.*, 2007). Toutefois, lorsqu'elle est observée à l'extérieur de son habitat naturel, *C. mutica* se retrouve fréquemment fixée à des structures anthropiques et des équipements utilisés par exemple dans les marinas, les ports et les exploitations aquacoles. Elle peut également s'accrocher à des cordes, des ancrs et des filières de moules (Willis *et al.*, 2004, Cook *et al.*, 2007).

- LES EAUX DE BALLAST

Les eaux de ballast sont souvent associées à l'introduction d'EEE à l'échelle planétaire. Ces introductions ont créé des impacts négatifs considérables, occasionnant des millions de dollars en dommages à l'industrie et aux ressources naturelles (Ruiz *et al.*, 1997; Ricciardi & Rasmussen, 1998). Selon Brickman (2006), les eaux de ballast peuvent contenir une très grande diversité d'organismes de différentes tailles allant de quelques nanomètres à plusieurs centimètres de longueur et possédant tous un degré de flottabilité différent. De tels organismes peuvent être entre autres des bactéries, du phytoplancton, du zooplancton, des algues, des morceaux de plantes aquatiques, des fragments de colonies d'organismes aquatiques, etc.

Il existe un lien évident entre l'introduction et la propagation d'EEE et l'augmentation des échanges maritimes. Ces échanges ont subi des modifications et des améliorations importantes au cours des dernières décennies, grandement dus à des changements dans les types de transport et la densité du trafic maritime. De plus, le domaine du transport maritime ne cesse d'évoluer avec l'émergence rapide de nouvelles technologies (Ricciardi & Rasmussen, 1998; Hewitt *et al.* 2004). Les navires sont maintenant beaucoup plus rapides, et la probabilité que la faune et la flore marine présentent dans les eaux de ballast survivent au voyage s'est considérablement augmentée. (Dunstan & Bax, 2008). En moyenne, plus de 35 000 navires marchands transitent en mer. Par exemple, il est estimé qu'environ 7 000 espèces (faune et flore confondues) peuvent être transportées ailleurs dans le monde, chaque jour, dans les eaux de ballast de ces navires (Dunstan & Bax, 2008).

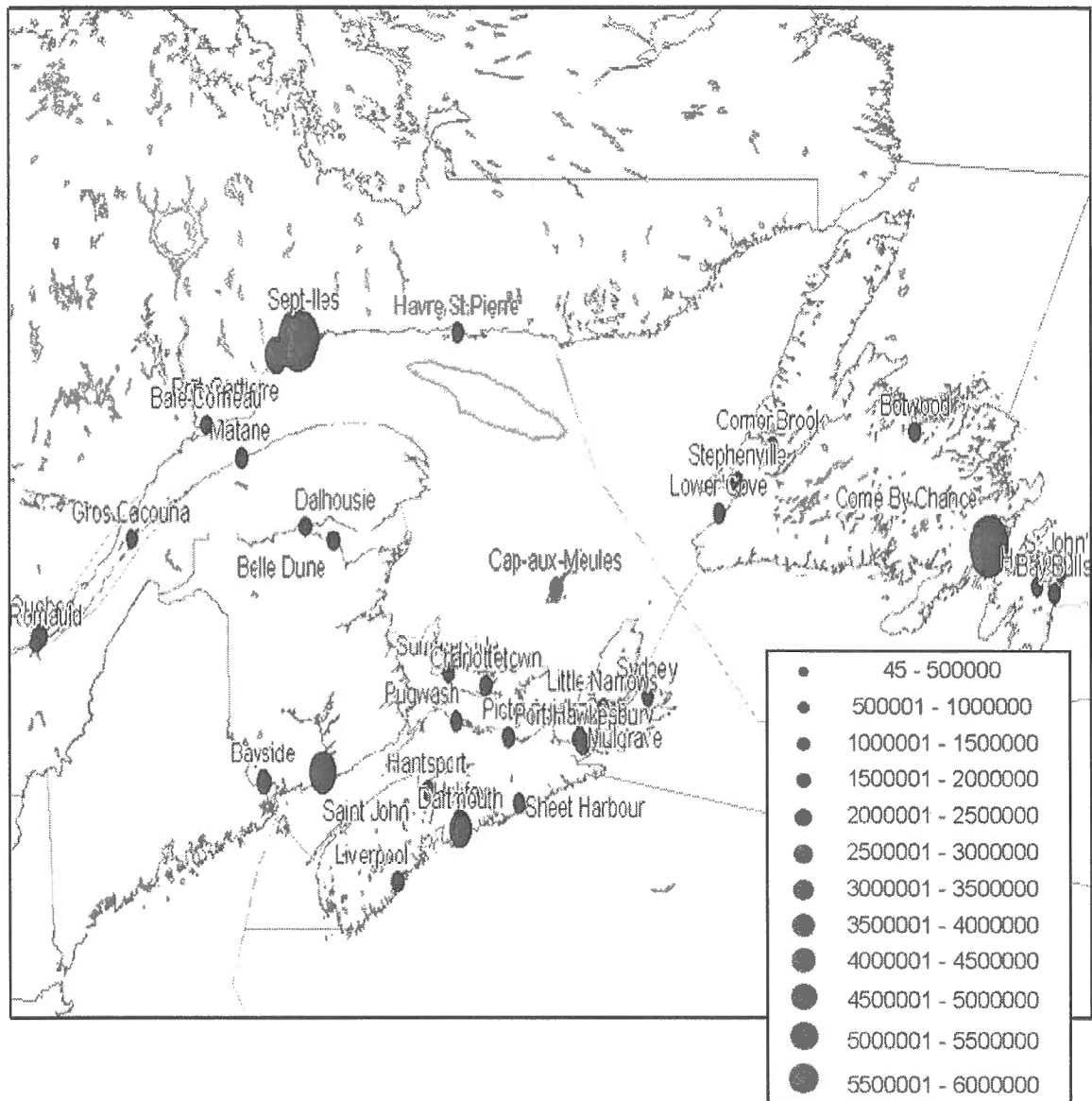
Les EEE peuvent également se retrouver sur plusieurs structures de prises d'eau des ballasts dont les caissons et les crépines. Une étude de 2007 démontre que lors d'un échantillonnage fait sur 15 navires visitant les ports de la côte est canadienne, plusieurs organismes furent retrouvés sur ces structures (Couture & Simard, 2007). Plusieurs



organismes peuvent donc être transportés entre deux plans d'eau, même si éloignés de plusieurs milliers de kilomètres. Par exemple, la plupart des introductions initiales du crabe vert européen et du crabe chinois à mitaines dans le monde ont été associées aux délestages des eaux de ballast (Cohen & Carlton, 1995; Cohen & Carlton, 1998; Hänfling *et al.*, 2002; Therriault *et al.*, 2008).

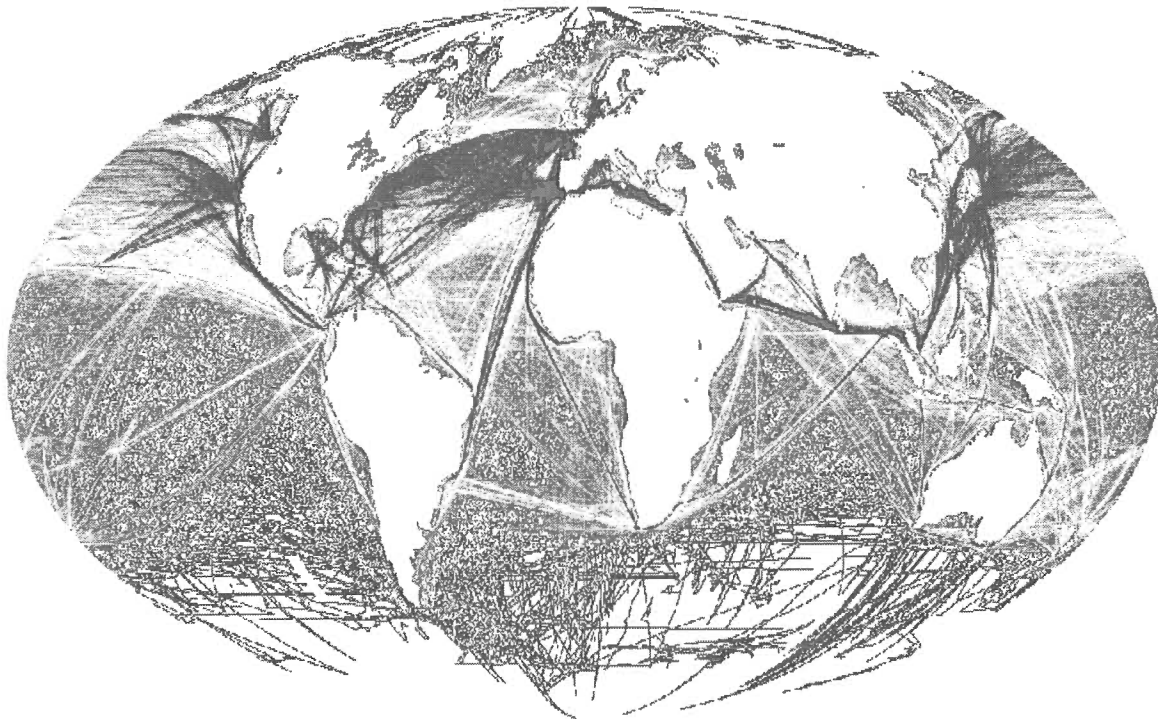
Le potentiel d'introduction et de propagation d'EEE par les eaux de ballast est considérable. Selon la base de données canadienne sur les eaux de ballast (Canadian Ballast Water Database Application (CBWDA)), du ministère Pêches et Océans Canada et du ministère Transport Canada, il y aurait eu en 2005, 13 587 rejets d'eau de ballast effectués pour autant d'entrées de navire dans les trois grands secteurs des eaux navigables canadiennes, soit la côte du Pacifique, les Grands Lacs / Saint-Laurent et la côte de l'Atlantique (Therriault *et al.*, 2008). Ceci représente un volume important de rejet d'eau de ballast et un risque d'introduction tout aussi important pour plusieurs EEE, dont le crabe vert européen et le crabe chinois à mitaines. Les eaux de ballast seraient aussi associées à l'introduction et la dispersion de la caprelle japonaise à l'échelle planétaire (Ruiz *et al.*, 2000; Ashton *et al.*, 2007). Selon certaines études, cette espèce aurait atteint les eaux côtières Nord-Américaines du côté du Pacifique et de l'Atlantique selon plusieurs introductions océaniques croisées ou selon une propagation sur courte distance suivant l'établissement de l'espèce à la suite d'une première introduction (Cook *et al.*, 2007). La figure 3 présente les sites de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent où des eaux de ballast sont déchargées. On remarque notamment que les Îles-de-la-Madeleine et, dans une moindre mesure, la Gaspésie, sont situées au centre d'une zone de trafic maritime important et de décharge d'eaux de ballast (MPO, 2011). Ces deux secteurs sont donc soumis à un fort potentiel d'introduction et de dispersion d'EEE. Les navires doivent respecter les directives d'échange des eaux de ballast au-delà des 200 milles marins à partir des côtes, ou dans une zone alternative, lors de situations bien précises, comme lors de périodes de forts vents, ou de vagues importantes. De plus, cette zone alternative est situé plus près du

continent. Selon que les échanges d'eau de ballast s'effectuent au large ou dans la zone alternative, il existe tout de même un risque qu'une portion de l'eau de ballast larguée au large atteignent les côtes atlantiques ou le golfe du Saint-Laurent (Therriault *et al.*, 2008). De plus, selon la réglementation en vigueur, les navires provenant des côtes atlantiques des États-Unis ou du Canada Atlantique, et qui transitent en milieux côtiers, n'ont pas à effectuer de détour au-delà des 200 milles marins pour pratiquer l'échange des eaux de leurs ballasts. Ces détours représenteraient des frais importants pour les propriétaires des navires (Therriault *et al.*, 2008). Toutefois, un navire qui quitte un port de la côte de l'État du Massachussetts, et qui navigue en zone côtière jusqu'à l'ÎPE, peut très bien être un vecteur d'introduction d'EEE absentes sur ce territoire.



**Figure 3: Zones et volumes totaux de décharge d'eaux de ballast (en millions de tonnes, MT) sur la côte atlantique canadienne (selon des données de 2005) (tiré de Therriault *et al.*, 2008).**

Quant à elle, la figure 4 représente une carte du trafic maritime commercial à l'échelle mondiale (excluant les activités maritimes commerciales liées au déplacement de personnes : bateaux de croisières, traversiers, etc.) (NCEAS, 2011). On observe notamment que la côte est du Canada est située dans un flux commercial important, notamment en lien avec l'Europe. L'importance de ce transport maritime, associée aux caractéristiques des courants océaniques, accroît les risques d'introduction et de propagation d'EEE au Québec.



**Figure 4: Représentation du transport maritime commercial (excluant tout transport autre que de marchandise) à l'échelle mondiale, pour les années 2004 et 2005 (NCEAS, 2011). Les lignes et zones noires correspondent à un trafic plus important et les lignes et zones en gris pâle, à un trafic moins important.**

#### 1.2.2.2. MANUTENTION D'ORGANISMES VIVANTS

La seconde catégorie de vecteurs considérés comme important dans les événements d'introduction et de propagation d'EEE est la manutention d'organismes vivants. Les manutentions d'organismes vivants sont en majorité liées à l'exploitation des ressources halieutiques, et notamment aux transferts aquacoles et aux activités de pêches commerciales et sportives. La manutention d'organismes vivants se fait lorsque des organismes sont gardés en captivité vivants que ce soit dans des viviers, dans des cages sous-marines, sur des filières, dans des aquariums ou réservoirs par exemple. Les risques d'introduction sont présents entre autres lors de transferts en milieu naturel (intersites, interrégionaux, interprovinciaux et internationaux), dans des infrastructures à terre (viviers, bassins, etc.), ou dans des viviers, bassins et cales, à bord d'embarcations. Le risque d'introduction et de propagation est important lorsque l'eau dans laquelle les organismes sont contenus est rejetée en milieu naturel, ou que des organismes s'échappent des infrastructures.

De plus, tel que démontré précédemment, on retrouve dans cette catégorie de vecteurs les EEE présentes en tant que biosalissures sur les structures et équipements d'exploitations aquacoles et de pêcheries, ou en tant qu'épibiontes sur des espèces exploitées commercialement telles que le homard d'Amérique et le crabe des neiges.

- TRANSFERT EN MILIEU NATUREL

Bien que les récentes restrictions du code d'introduction et transfert du Ministère des Pêches et Océans Canada (MPO) encadrent l'introduction intentionnelle de nouvelles espèces aquacoles au Canada, ce type de pratique représente un risque potentiel d'introduction d'EEE (MPO, 2003; Hill, 2009). Entre autres, les risques sont considérés

lorsque les organismes s'échappent de la ferme aquacole. Si les conditions sont favorables, les individus échappés risquent alors de coloniser et de s'établir dans un nouvel habitat, et de perturber le milieu ainsi que la biodiversité indigène. Par le passé, certains épisodes d'échappés d'exploitation aquacole ont favorisé l'établissement d'EEE dans les eaux côtières de régions européennes, tels que l'écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*) et l'écrevisse à pattes grêles (*Astacus leptodactylus*) en Bretagne et le crabe rouge du Pacifique (*Paralithodes camtschaticus*) en Norvège (Ashton *et al.*, 2007). L'introduction volontaire, comme pratique aquacole, a pu aussi être un vecteur d'introduction du crabe vert européen. En effet, l'introduction de ce crabe dans la baie de San Francisco serait associée aux lâchers intentionnels pour fin d'exploitation de l'espèce (Cohen & Carlton, 1995; Cohen & Carlton, 1998; Hänfling *et al.*, 2002; Therriault *et al.*, 2008).

Par le passé, les activités aquacoles ont aussi été la cause d'introduction accidentelle d'EEE (Ruiz *et al.*, 2000; Ashton *et al.*, 2007). Les premières observations du tunicier *S. clava* en Amérique du Nord furent effectués à la fin des années 1920. Ces observations concordent avec l'importation, à des fins d'exploitations, de l'huître japonaise (*Crassostrea gigas*) dans le détroit d'Elkhorn en Californie. Depuis, ce tunicier s'est dispersé partout en Amérique du Nord. D'ailleurs, on présume que l'apparition de *S. clava* à l'ÎPE pourrait être associée au transfert de *C. gigas* dans les eaux côtières de l'île pour en faire l'exploitation. *S. clava* aurait été introduit en tant qu'épibionte en même temps que cette huître exotique. Actuellement, la prolifération et la propagation de *S. clava* sur les côtes de l'ÎPE, seraient quant à elles attribuable à la circulation d'équipements aquacoles et de pêches souillés de biosalissures, entre les différents sites d'exploitation de l'île (Therriault & Herborg, 2007). Une fois introduite, l'espèce peut se fixer à d'autres substrats, notamment des substrats rocheux, des lits de bivalves telles que de moules bleues (*Mytilus edulis*) et des algues telle que la sargasse japonaise (*Sargassum muticum*) (Lützen, 1999; NIMPIS, 2002).-

De plus, certains équipements et structures utilisés dans les exploitations aquacoles et dans les pêcheries peuvent aussi être contaminés par des épibiontes. C'est le cas des tuniciers, dont *S. clava*, *Ciona intestinalis*, *Botrylloides violaceus* et *B. schlosseri*, qui peuvent se fixer sur les équipements et matériaux utilisés pour l'élevage de la moule bleue (*Mytillus edulis* (L.)). Certains arthropodes tels que la caprelle japonaise (*C. mutica*) peuvent également se fixer sur l'équipement aquacole, ainsi que sur les coques de petites embarcations de plaisance et ainsi être transportés entre différents plans d'eau (Ashton *et al.*, 2007).

Des cartes représentant les risques d'introduction de *C. maenas* associés au nombre d'exploitations aquacoles dans les eaux côtières des provinces Maritimes, du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent, sont présentées dans l'étude de Therriault *et al.* (2008). Ces risques d'introduction sont associés notamment en fonction de la localisation des exploitations aquacoles et du déplacement des petites embarcations qui circulent à l'intérieur et près des zones d'exploitation aquacole. Même si les auteurs soulignent que le manque de données sur l'Est du Canada ne leur permet pas de proposer une analyse précise de la situation, ils insistent sur les risques liés à ces deux types de vecteurs (Therriault *et al.*, 2008). Si, par exemple, la densité du trafic de petites embarcations autour des exploitations aquacole est importante, le risque de dispersion de *C. maenas*, qui possiblement se retrouvent dans les exploitations aquacoles, peut se voir grandir. La figure 5 ci-dessous, tirée de leur étude, montre par exemple qu'en 2005, la plus grande concentration d'installations aquacoles se situait autour de l'ÎPE, avec un risque relativement faible pour les Îles-de-la-Madeleine et la Gaspésie (Therriault *et al.*, 2008).

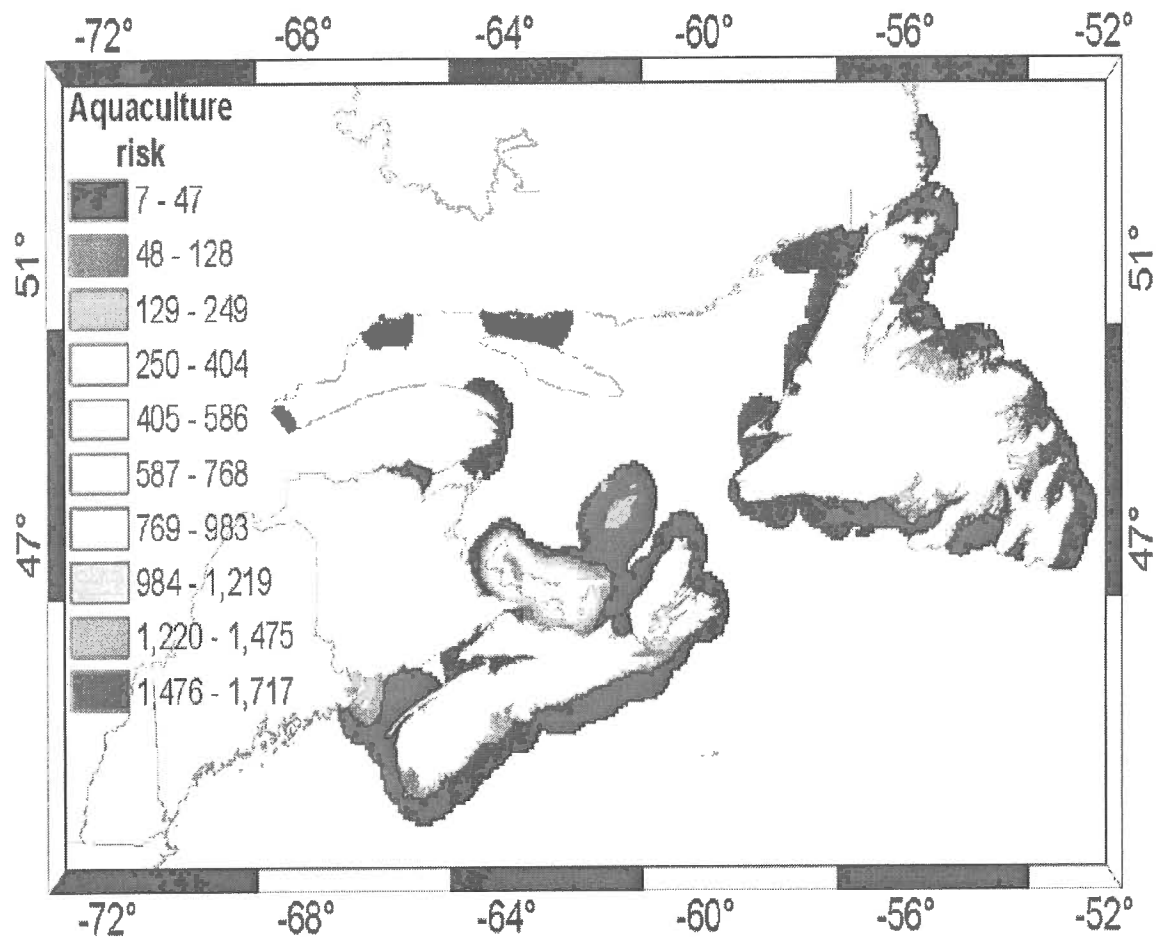


Figure 5: Risque d'introduction selon la densité des exploitations aquacoles au Canada Atlantique en 2005. Risque faible : bleu. Risque très élevé : rouge (tiré de Therriault *et al.*, 2008).

- TRANSFERT DANS DES INFRASTRUCTURES TERRESTRES

Il existe peu d'informations concernant les risques d'introduction d'EEE impliquant la contention d'espèces marines vivantes dans des infrastructures terrestres et dont l'eau des viviers ou des bassins est rejetée dans le milieu naturel et sans traitement préalable. Ces



structures de contention peuvent être entre autres utilisées dans le domaine de la transformation alimentaire et de la restauration, dans les centres d'interprétation en sciences naturelles et dans les centres de recherche (Therriault & Herborg, 2007). Par exemple, au Canada Atlantique, comme ailleurs en Amérique du Nord, des crustacés vivants sont expédiés en grandes quantités et placés en contention, que ce soit dans des viviers d'usines de transformation, dans des poissonneries et restaurants, ou encore, dans des centres d'interprétation, tels des aquariums publics et des musées d'histoire naturelle. Ces crustacés peuvent provenir d'une autre région, d'une autre province, d'un État Américain et même d'un autre continent (Bernier *et al.*, 2009). Selon le cas, l'absence de traitement des eaux rejetées par ces systèmes dans le milieu naturel représente donc des risques d'introduction sérieux.

- TRANSFERTS À BORD D'EMBARCATIONS

Il n'existe aussi que peu d'information concernant les risques d'introduction d'EEE via le rejet d'eau des viviers ou des bassins servant à garder en vie les organismes pêchés ou récoltés à bord des navires, ou encore via l'eau présente dans les cales des embarcations. Il existe toutefois un risque d'introduction et de dispersion d'EEE non négligeable associé au rejet de ces eaux souillées dans un milieu naturel autre que celui d'où il provient.

Plus une région est caractérisée par d'importantes activités de pêche commerciale ou sportive, ou encore, ou qu'elle est composée de plusieurs commerces demandant la contention d'organismes vivants, et que les eaux usées de ceux-ci sont rejetées sans traitement dans le milieu naturel, plus les risques d'introduction et de propagation d'EEE seront importants. Par exemple, la figure 6, représente une carte, tirée de l'étude de Therriault *et al.* (2008), qui démontre la densité des petites embarcations dans le golfe et l'estuaire du St-Laurent et sur la côte atlantique canadienne. Ces petites embarcations peuvent contenir des viviers ou toutes autres structures permettant de garder en vie des

espèces pêchées ou provenant de fermes aquacoles. L'eau contenue dans ces viviers et structures représente un potentiel de contamination lorsque cette dernière est rejetée, sans traitement préalable, dans un autre milieu que celui d'où elle provient. On peut observer sur la carte une concentration plus élevée autour de Terre-Neuve. On peut aussi y observer que les Îles-de-la-Madeleine (ÎDM), tout comme l'ensemble de la côte est canadienne, se situent dans une zone de faible densité de petites embarcations. Bien que cette densité soit faible, le risque de dispersion à l'échelle locale ou d'introduction entre deux territoires, n'est pas nul. Il demeure important de considérer cette catégorie de vecteurs dans les analyses de risque.

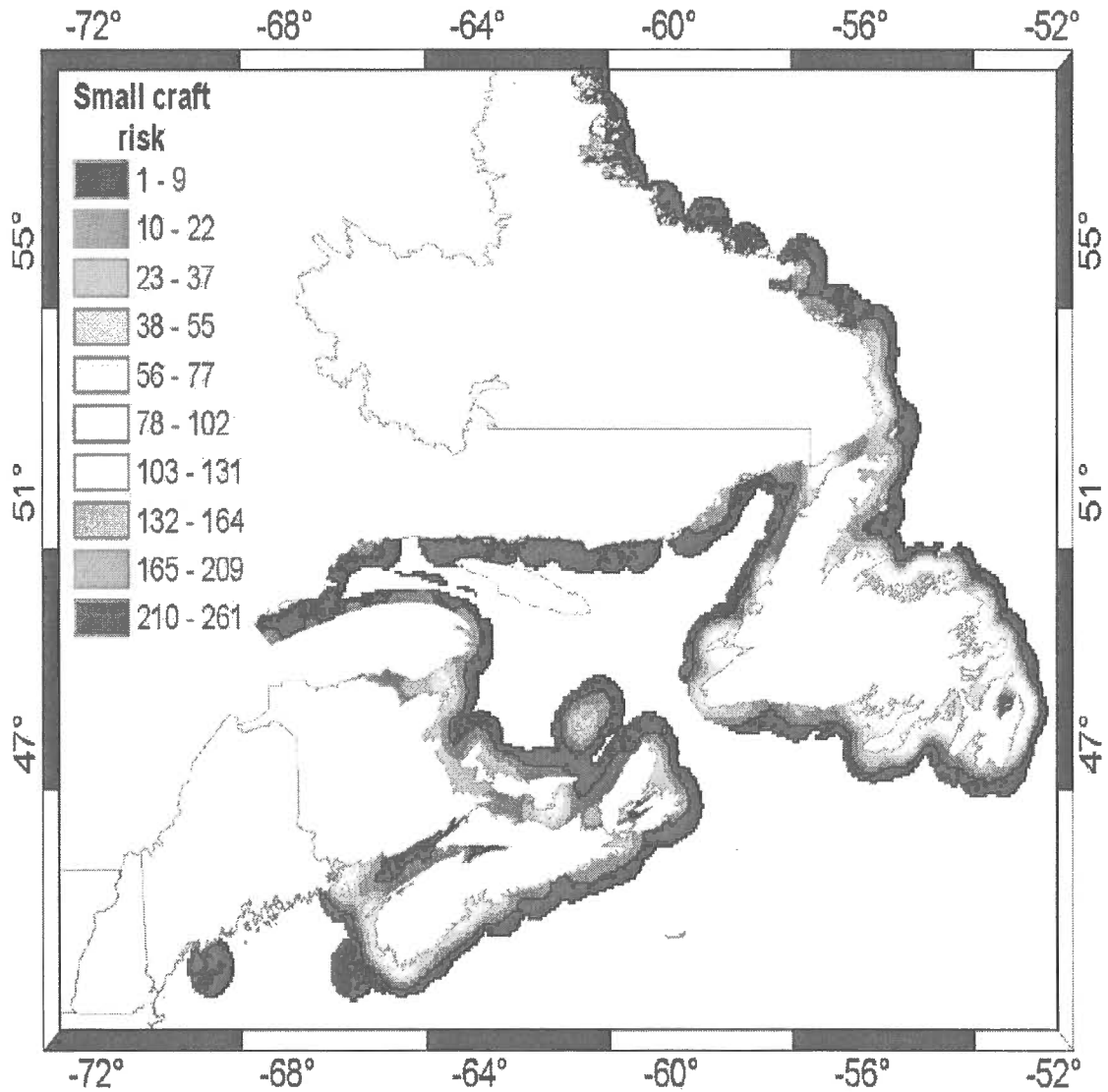


Figure 6: Densité des petites embarcations sur la côte atlantique canadienne et l'estuaire du Saint-Laurent en 2005. La densité en embarcation peut influencer le risque d'introduction et de propagation d'EEE. Risque faible : bleu. Risque très élevé : rouge (tiré de Therriault *et al.*, 2008).

## CHAPITRE 2

### LA GESTION DES EEE

Outre les impacts sur la biodiversité et les écosystèmes les EEE représentent aussi une menace pour plusieurs domaines socio-économiques. Par exemple, elles peuvent modifier la productivité des sites aquacoles, diminuer l'attrait touristique d'une région, colmater des conduits d'alimentation en eau potable, ou faire diminuer le prix des propriétés riveraines. Les coûts de gestion associés aux EEE sont généralement importants et récurrents. À la suite de la ratification de la Convention au Sommet de la Terre en 1992, le gouvernement fédéral canadien s'engageait publiquement en 1995, avec la mise en action de la Stratégie canadienne sur la biodiversité, à prévenir l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (EEE) pouvant porter atteinte aux écosystèmes ainsi qu'à l'économie du pays, à développer un système de contrôle et, dans certains cas, à éradiquer certaines EEE (Bureau du vérificateur général du Canada, 2008; Biodivcanada.ca).

Plusieurs juridictions appliquent différentes méthodes et approches pour lutter contre les EEE. Par exemple, le Canada et la plupart des provinces et territoires canadiens possèdent des stratégies et des plans d'actions dans le but de lutter efficacement contre les EEE. Selon la situation, différentes approches sont utilisées pour lutter contre les EEE que ce soit en terme de prévention, de détection rapide, de contrôle, de surveillance ou d'éradication. Beaucoup d'efforts sont aussi mis dans la recherche et l'acquisition de connaissance et le développement de nouvelle technologie et méthode de lutte. Des outils réglementaires, sont aussi préconisés comme méthode de lutte contre les EEE que ce soit par exemple pour interdire l'importation, la possession ou le transport de certaines espèces.

## **2.1 PROFIL MARICOLE DES ÎLES-DE-LA-MADELEINE & IMPACTS POTENTIELS DES EEE : UNE BREVE PRESENTATION**

Les Îles-de-la-Madeleine sont très susceptibles d'être impactés par les EEE. Que ce soit leur situation géographique ou leur économie qui dépend en grande majorité d'activités liées à la mer, telles les activités d'exploitation maricoles et le tourisme, l'établissement d'EEE risque de modifier négativement et de façon définitive la qualité de vie des madelinots.

Les exploitations maricoles représentent une partie non négligeable des activités saisonnières pratiquées au Québec maritime. Ce fut aux Îles-de-la-Madeleine, dans les années 1970, que les premiers essais expérimentaux d'exploitations aquacoles virent le jour au Québec. La moule bleue (*Mytilus edulis*) et l'huitre américaine (*Crassostrea virginica*) furent les deux espèces exploitées à l'origine (MAPAQ, 2011). Dans les années 1980, la mytiliculture fut le type d'exploitation sur laquelle les efforts furent ciblés. En 1984, le premier permis d'exploitation commerciale mytilicole fut octroyé, et la première récolte fut de 5 tonnes de moules bleues (MAPAQ, 2011). Par la suite, dans les années 1990, beaucoup d'efforts furent placés dans la recherche et le développement (R&D) de l'élevage du pétoncle et dans la production de naissains en éclosérie. Par exemple, en 1992, un projet pilote fut créé, et des opérations commerciales aboutirent entre les années 2000 et 2005 (MAPAQ, 2011). Une nouvelle entreprise désirant produire commercialement du pétoncle par élevage en suspension a été créée en 2006 (MAPAQ, 2011). En 2000, une exploitation de mye commune (*Mya arenaria*) fut créée en même temps qu'un programme structuré de R&D, le programme MIM, dans le but de favoriser le développement d'opérations commerciales de la myiculture (MAPAQ, 2011; Chevarie & Myrand, 2007). En 2011, on comptait 5 entreprises en production aquacole aux Îles-de-la-Madeleine. Ces entreprises procuraient 35 emplois saisonniers, ainsi que quelques emplois annuels, en plus de plusieurs autres emplois reliés à la R&D, tels que des biologistes, économistes, etc. Les

espèces exploitées sont la moule bleue, le pétoncle et la mye commune. De plus, deux nouvelles espèces, algue et huitre, sont en voie d'être exploitées. En 2011, on comptait 8 sites d'élevage dans les eaux des Îles-de-la-Madeleine. Ces sites d'exploitations, en approvisionnement ou grossissement, sont situés dans les lagunes et au large des Îles-de-la-Madeleine (MAPAQ, 2011).

À ses balbutiements en 1996, la mariculture au Québec rapporta environ 100 000 \$ en vente pour environ 76 tonnes de produits maricoles, tout type d'exploitation maricole confondue. Avec les années, la valeur estimée, ainsi que la quantité de produits aquacoles a augmenté pour atteindre un pic en 2005, avec 923 tonnes de produits maricoles, pour une valeur estimée à 1,62 million de dollars (MAPAQ, 2011).

La production maricole aux Îles-de-la-Madeleine se résume à environ 150 tonnes métriques de biomasses mytilicoles, 15 tonnes métriques de pétoncles vivants, et 5 tonnes métriques provenant de la myiculture. Malgré une certaine diminution de la production mytilicole due à la prédation des moules par des canards de mer en 2010, le développement de nouveaux marchés est encourageant aux Îles-de-la-Madeleine (Merinov, 2011). Ainsi, on dénote en 2010 un développement dans le marché du pétoncle pour les demi-coquilles avec une nouvelle production de 50 000 unités, ainsi qu'une perspective d'atteindre les objectifs d'approvisionnement en naissain de 10 millions d'individus. De plus, des efforts sont portés sur l'augmentation de la superficie d'élevage, ainsi que sur l'accroissement de la production et de l'optimisation de la myiculture. Les résultats sont encourageants pour ce qui est de la croissance et la survie des huitres (Merinov, 2011).

Les perspectives futures du domaine maricole aux Îles-de-la-Madeleine se concentreront sur la poursuite des efforts en R&D, en diversification, sur les coûts/bénéfices des opérations et même sur le suivi des EEE pouvant affecter ses productions maricoles.

Plusieurs défis seront à relever dans les prochaines années par les différents intervenants du domaine maricole des Îles-de-la-Madeleine. Par exemple, il sera question de l'augmentation de la production et la création de nouvelles entreprises, de la stabilisation des services à l'industrie, tels que le monitoring, l'aide technique, la R&D, de l'élaboration d'analyses de rentabilité des entreprises, de la transformation et la commercialisation des produits par la prise en charge locale, du transport des produits, ainsi que du souhait de développer de façon harmonieuse le secteur maricole en créant un cadre de développement aquacole propre aux Îles-de-la-Madeleine (Merinov, 2011).

De par ses activités, le secteur maricole enclenche une cascade d'activités ailleurs dans l'économie locale, dont la somme de ces activités peut se définir comme étant l'effet économique de l'industrie maricole sur l'économie de la région madelinienne. Cet effet économique peut se mesurer par trois indicateurs économiques tels que le PIB, l'emploi et le revenu de travail (MPO, 2012). On peut s'attendre à voir la demande en produits maricoles s'accroître dans un proche avenir. La demande proviendra tant de l'échelle régionale que de l'échelle nationale et internationale. La R&D apporte de plus grandes connaissances quant aux techniques de capture, d'élevage et de transferts aquacoles. La mondialisation amène une plus grande exposition des activités maricoles des Îles-de-la-Madeleine avec ses particularités et ses forces. L'impact d'une introduction d'EEE aux Îles-de-la-Madeleine en plus de produire un impact sur les différentes composantes des écosystèmes côtiers, pourrait vraisemblablement être très dommageable pour le domaine maricole de cette région. Non seulement les exploitants maricoles seront directement touchés par une introduction d'EEE, mais plusieurs sphères socioéconomiques risquent tout aussi bien d'être affectées, de près ou de loin, par ces introductions, que ce soit entre autres les usines de transformation de produits maricoles, les restaurateurs, la R&D, et même les activités aquacoles, les pêcheries commerciales et sportives, et le tourisme.

## 2.2 IMPACTS SOCIOECONOMIQUES DES EEE

Comme nous l'avons vu précédemment, l'introduction d'EEE dans un habitat peut, non seulement affecter la biodiversité et les habitats, mais aussi l'économie locale, régionale, et nationale. Les régions qui dépendent en grande partie de l'exploitation des ressources marines vivantes, et, où le transport maritime et les ports commerciaux sont importants, ainsi que les activités de plaisance et de tourisme liés au milieu marin, peuvent être fortement sensibles aux EEE et aux impacts qui en découlent.

Par exemple, l'accès aux différents tronçons du fleuve Saint-Laurent est décisif pour plusieurs activités économiques qui se déroulent dans les zones côtières des provinces maritimes, du tronçon fluvial, et des Grands Lacs. Ainsi, les Îles-de-la-Madeleine et l'Île-du-Prince-Édouard, se retrouvent au centre d'un carrefour stratégique du trafic maritime. Une grande portion des activités d'exportations et importations provinciales, canadiennes, et américaines, emprunte le Saint-Laurent. Annuellement, des milliers d'embarcations et de navires provenant de différents horizons sillonnent ces secteurs. En conséquence, on y retrouve aussi de nombreuses zones et activités portuaires. De plus, ces différentes juridictions connaissent pour la plupart d'importantes activités de pêches commerciales et d'exploitations aquacoles. Une variété d'activités supplémentaires peut aussi influencer à la hausse les risques d'introduction d'EEE. Les activités de pêche sportive, le cabotage, les croisières touristiques, les activités de plaisance, l'entretien du chenal maritime et autres travaux maritimes de toutes catégories en sont quelques exemples. Dans ce contexte, l'intensification et l'internationalisation des échanges et des contacts maritimes, que ce soit dans le golfe du Saint-Laurent ou dans d'autres régions du fleuve, se traduisent par une augmentation des pressions exercées sur les écosystèmes aquatiques, en augmentant les risques de propagation et d'introduction d'EEE (Landry, 2009). Comme il a été mentionné précédemment, plusieurs vecteurs d'introduction et de propagation sont liés à ces nombreuses activités et les EEE peuvent être propagées dans de nouveaux territoires et s'y



établir. Paradoxalement, les vecteurs d'introduction d'EEE découlant de ces activités commerciales et récréotouristiques peuvent aussi représenter une menace pour elles-mêmes. La présence d'EEE peut par exemple faire diminuer la biomasse exploitable, qui peut résulter en une baisse du rendement des activités de pêche commerciale, faire augmenter les coûts d'exploitation et diminuer les profits.

Au Québec, l'aquaculture est un domaine en pleine expansion et la demande dans ce secteur est croissante. De 1995 à 2003, seulement au Québec Maritime, une douzaine d'entreprises ont vu le jour (MDEIE, 2009). En 2009, on y recensait une cinquantaine de sites aquacoles ainsi qu'une vingtaine d'entreprises maricoles (MDEIE, 2009). Par ailleurs, l'apparition d'EEE peut, par effet de cascade, engendrer de multiples impacts négatifs au niveau socio-économique. À titre d'exemple, l'Île-du-Prince-Édouard a vu, au cours des dernières années, son industrie mytilicole fortement touchée par l'apparition et la prolifération de quatre tuniciers, dont l'ascidie plissée (Bourque *et al.*, 2007). En s'accrochant à même les moules fixées aux boudins de croissance, les tuniciers provoquent l'étouffement des moules et perturbent l'exploitation mytilicole. Ces perturbations ont conduit à une diminution des exportations à l'échelle de la province et à la fermeture temporaire de certains sites d'exploitation.

En général, les EEE amènent des perturbations dans une large variété d'activités économiques. Des coûts importants liés aux dossiers des EEE sont imposés à l'industrie, aux consommateurs, et aux gouvernements, que ce soient en lien avec la prévention, la détection précoce, le contrôle, l'éradication lorsque possible, la recherche et la sensibilisation (Anderson Economic Group LLC, 2012). En plus des coûts directs associés à la lutte aux EEE ou à la réparation des dommages causés par celles-ci, des coûts indirects doivent être considérés. Les industries pouvant être les plus affectées par les EEE sont entre autres, les pêcheries et les exploitations aquacoles, les usines de traitement des eaux, les industries qui pour leur besoin doivent utiliser de l'eau extraite directement d'un plan d'eau

avoisinant, ainsi que le récréotourisme. Ce sont des secteurs et des activités qui dépendent de la qualité de l'eau que des espèces qui y sont exploitées (Anderson Economic Group LLC, 2012 ; Zebryk, 2013). En 2009, la Commission pour la Coopération Environnementale, une coopération tri-nationale composée du Canada, des États-Unis et du Mexique, a évalué que les pertes économiques reliées aux pertes et aux impacts dus aux EEE, telles les moules zébrées et les carpes asiatiques, dépassaient les 100 milliards de dollars américains annuellement. Pour l'Ontario, ce sont des sommes d'environ 75 millions de dollars canadiens annuellement qui sont allouées à la gestion des moules zébrées seulement (Zebryk, 2013).

Il n'existe que très peu de données sur les coûts réels des EEE intégrant les pertes à la biodiversité, à l'environnement et aux services rendus par les écosystèmes, que l'on intègre aux pertes économiques des industries et des ménages, et aux sommes investies dans la lutte aux EEE. Des études ayant pour but de quantifier les coûts associés aux EEE pour quelques industries dans des régions bien précises peuvent être consultées mais elles ne représentent pas une vue d'ensemble des sommes allouées aux EEE pour un plus grand territoire, une région, une province ou un pays (Anderson Economic Group LLC, 2012). L'étude d'Anderson Economic Group LLC (2012) montre différents coûts associés aux EEE et selon différentes industries et les ménages des particuliers pour la région des Grands Lacs. Selon cette étude, 50 millions de dollars américains sont perdus annuellement de la part de l'industrie touristique et d'autres industries, et 34 millions de dollars américains sont dépensés en recherche et en contrôle par la Commission des pêches des Grands-Lacs. Le programme de gestion et contrôle des lamproies marines coûte annuellement 18 millions de dollars américains à cette Commission. Les moules zébrées, quant à elles, coûtent environ trois millions de dollars américains annuellement, une somme qui est dépensée en surveillance, en contrôle et en recherche par les nombreuses centrales électriques qui sillonnent les berges des Grands-Lacs. Les particuliers possédant une propriété riveraines doivent quant à eux dépenser annuellement entre 350\$ à 26 000\$ américains en système de

filtration des eaux et en contrôle d'EEE des plans d'eau contiguë à leur propriété, tel qu'employé lors d'activités d'extraction de myriophylle à épi, une plante aquatique exotique envahissante (Anderson Economic Group LLC, 2012). La ville de Windsor en Ontario doit déboursier environ 450 K\$ annuellement en traitement utilisant du charbon activé dans le but d'éliminer les problèmes de goût et d'odeurs des réserves d'eau douce municipale après que des moules zébrées se soient propagé dans le lac St-Claire situé en amont de la prise d'eau municipale (MNR Ontario, 2011).

Tel que mentionné précédemment, l'industrie des pêches et de l'aquaculture en milieu marin peut aussi subir les impacts des EEE. Par exemple, au Danemark, *S. clava* amène des contraintes et des impacts négatifs importants aux activités de pêches commerciales de la morue, de l'anguille et de la plie en se fixant à l'équipement immergé utilisé dans ces pêcheries, les rendant ainsi difficiles à manipuler (Clarke & Therriault, 2007). À l'Île-du-Prince-Édouard, les activités mytilicoles subissent les mêmes effets de que le Danemark, et ce, depuis plusieurs années. En se fixant aux structures utilisées en mytilicultures, ces tuniciers alourdissent les filières, en plus d'entrer en compétition avec les moules en culture sur ces filières (Clarke & Therriault, 2007). La forte abondance de cette espèce dans les eaux de l'Île-du-Prince-Édouard est considérée comme une menace sérieuse pour les activités aquacoles marines, et plus précisément, en ce qui concerne la viabilité économique de cette activité (Clarke & Therriault, 2007). Avec plus de 500 000 kg de *S. clava* qui sont retiré chaque année, les coûts de gestion associés à l'espèce sont estimés à des sommes allant de 34 000\$ et 88 000\$ annuellement par exploitation. De plus, on estime que ces sommes risquent d'augmenter si *S. clava* continue sa propagation dans les zones côtière de l'Île-du-Prince-Édouard (Clarke & Therriault, 2007).

Ces exemples montrent que les sommes allouées aux EEE, que ce soit sous formes de pertes ou de dépenses, peuvent être associées à plusieurs EEE, en plus d'impacter autant les consommateurs que les industries, et de façon directe et indirecte. Dans les Grands Lacs,

les coûts associés aux EEE sont nettement importants et peuvent représenter des sommes de plus de 100 millions de dollars américains annuellement (Anderson Economic Group LLC, 2012). Par exemple, les colonies de moules quagga (*Dreissena bugensis*) ont perturbé les patrons de distribution de certaines plantes aquatiques et forcé plusieurs espèces de poissons, qui dépendaient de ces plantes, à trouver de nouveaux habitats. Toutefois, ces habitats peuvent s'avérer néfastes autant pour ces poissons que les pêcheries qui en dépendent (Zebryk, 2013). Les moules zébrées quant à elles sont reconnues pour coloniser les coquilles de plusieurs espèces de moules d'eau douce indigènes dont certaines sont considérées comme en danger ou menacées (Zebryk, 2013). Comme autre exemple, l'arrivée des lamproies marines dans les Grands Lacs aurait contribué à l'effondrement des populations de touladi et de corégone dans les années 1940-50. À cette période, la pêche commerciale du touladi représentait des débarquements de plus de 6,8 millions de kilogrammes pour le Canada et les États-Unis (MPO, 2014a). Une décennie plus tard, les débarquements de touladi ne représentaient qu'environ 136 000 kilogrammes, ce qui correspond à une diminution de 98% des stocks de touladi (MPO, 2014a). Heureusement, des efforts binationaux entre les États-Unis et le Canada ont permis de mettre un frein à l'invasion et de contrôler les lamproies marines. Depuis 1955, la population de lamproies marines a diminué de 90% de sa taille à sa plus forte densité. Ces efforts coûtent environ 22 millions de dollars annuellement aux États-Unis et au Canada. Toutefois, même si ces initiatives ont permis de créer des emplois et de permettre la croissance et le maintien des stocks de pêche, les bénéfices demeurent nettement au-dessus des dépenses encourues (MPO, 2014a).

### **2.3 LES DEFIS DE GESTION DES EEE**

Les épisodes d'invasions d'EEE auraient augmenté depuis la seconde moitié du XXe siècle et les études concernant ce sujet démontrent malheureusement que ce rythme ne ralentira pas dans les prochaines décennies si des mesures ne sont pas prises et respectées pour contrer cette menace (MPO, 2014a). Plusieurs facteurs et vecteurs favorisent et continueront de favoriser la propagation et l'établissement d'EEE. Les changements climatiques, quant à eux, permettront la survie et l'établissement d'EEE qui auparavant était limitée par des paramètres climatiques tels, la température, le couvert neigeux, etc.

Le manque de connaissance et l'inaction face à ces menaces ne pourront qu'aggraver la situation et avoir des conséquences environnementales et socio-économiques désastreuses. Comme mentionné dans le Plan d'Action Canadien de Lutte contre les Espèces aquatiques envahissantes (MPO, 2014a), très peu de gens et de décideurs parviennent à bien cerner les problématiques liées aux EEE, à en avoir une vue d'ensemble, à évaluer la gravité de la situation, et donc, à prendre des décisions éclairées pour lutter efficacement contre ces espèces indésirables (MPO, 2014a). Selon cette même source, l'application d'outils réglementaires et d'initiatives, par des entités volontaires citoyennes par exemple, dans le but de prévenir les introductions ou de limiter la propagation des EEE, seraient déficientes et inefficaces. Même si des lois et règlements existent pour lutter contre les EEE, ils n'auraient et ne sont pas toujours utilisés adéquatement, ce qui ajoute encore plus de confusion et d'incompréhension à la gestion des EEE (MPO, 2014a).

Le manque de connaissances et la non considération du principe de précaution entraîne la plupart du temps des pertes environnementales et économiques qui auraient pu être évitées si des initiatives de prévention avaient été mise en œuvres afin d'éviter l'introduction et la propagation d'EEE. Les coûts associés à la prévention des introductions d'EEE, peu importe quelles soient de nature réglementaire, ou découlant d'activités de

détection précoce ou même de recherche, représentent des coûts souvent moins importants que le contrôle annuelle de ces espèces indésirables (MPO, 2014a). Certains vecteurs sont plus difficiles à gérer lorsque que plusieurs juridictions sont impliquées. Par exemple, l'eau de ballast, telles que présentée au point 1.2.2.1 représente un vecteur avéré et très important d'introduction et de propagation d'EEE, et est considéré par plusieurs comme la principale voie d'entrée de nouvelles EEE sur un territoire (MPO, 2014a). Le défi que représente la gestion d'EEE liée à ce vecteur repose sur le fait que les lois et règlements de gestion des eaux et des sédiments de ballast ne sont pas normalisés à l'échelle de la planète. Les différents armateurs et propriétaires des navires ne sont pas tous assujettis aux mêmes normes et règles en matière de gestion des eaux de ballast. Toutefois, depuis février 2004, l'Organisation maritime internationale (OMI), a adopté la Convention internationale sur le contrôle et la gestion des eaux de ballast. L'OMI est une institution spécialisée des Nations Unis composée de 170 États membres et de trois membres associés et qui a pour but, entre autres, d'encourager la collaboration entre les États membres en matière de réglementation et de prévention de la pollution du milieu marin par les activités de transport maritime commerciale (IMO, 2014a). La convention permet d'établir des normes en matière de lutte contre les EEE, et plus précisément sur le nombre acceptable d'organismes qui peuvent se retrouver dans les eaux et les sédiments de ballast, en plus de devoir respecter un calendrier de conformité (MPO, 2014a). Les navires qui ne possèdent pas de ballast ne sont pas concernés par cette convention, et ne sont toujours pas réglementés. Même si le navire ne possède pas de ballast, des organismes peuvent se fixer à leur coque et aux différentes composantes du navire en contact avec l'eau, tels les cordages et les ancres. Ces navires peuvent donc aussi transporter des espèces indésirables et les introduire dans de nouveaux milieux (MPO, 2014a). Pour que la Convention soit ratifiée, 30 pays doivent la signer. Ces 30 pays représentent environ 35% du tonnage de la flotte maritime mondiale. En 2010, cette convention n'était toujours pas en vigueur (TC, 2010). Toutefois, le Canada respecte et met en application sa réglementation sur le contrôle et la gestion de l'eau de ballast et la

Loi sur la marine marchande du Canada. Ces outils réglementaires permettent une certaine gestion des eaux de ballast tel que le respect des échanges des eaux de ballast à plus de 200 milles marins des côtes, ou dans les zones préétablies, ainsi que l'élaboration de plans de gestion des eaux de ballast (TC, 2010).

Force est de constater qu'il existe plusieurs difficultés et entraves à une gestion efficace des EEE. Comme présentés précédemment, plusieurs domaines peuvent être touchés par les EEE et doivent être impliqués dans leur gestion. Par exemple, une EEE qui ne s'attaque qu'à une espèce de plante aquatique indigène, peut a priori ne représenter qu'une faible menace pour l'industrie de la pêche sportive. Après analyses, il peut s'avérer que cette plante fasse partie de l'alimentation d'une espèce de petits cyprinidés qui est la source d'alimentation primaire d'une espèce de poisson prédateur préférée par les pêcheurs sportif d'une région et qui représente des retombées économiques importantes pour cette dernière. Cette même plante indigène peut aussi représenter le substrat qu'une autre espèce de poisson qui l'utilise pour y déposer ses œufs, en plus de permettre l'oxygénation et l'épuration du milieu. Les EEE ont le potentiel d'altérer irrémédiablement les écosystèmes, de diminuer la biodiversité, et d'affecter différents domaines socio-économiques à la fois, tels que les pêcheries et le récréotourisme (MPO, 2014a). De plus, les méthodes et moyens de lutte peuvent aussi apporter une pression supplémentaire à l'écosystème aux prises avec les EEE. Certaines méthodes peuvent nécessiter l'utilisation de produits toxiques aux espèces indigènes, augmenter les coûts de gestion des municipalités, ou encore, entraver les différentes activités économiques et touristiques de la région touchée par l'EEE (MPO, 2014a).

Plusieurs paliers de compétences et organisations peuvent aussi entrer en interactions plus ou moins conflictuelles. Ces paliers de compétences et organisations se retrouvent sous différentes échelles d'autorité soit à l'échelle nationale, provinciale, régionale ou municipale, et dans certains cas, à l'échelle internationale (MPO, 2004 ; MPO, 2014a). Par

exemple, au Québec, la gestion des EEE en eaux salées est sous la responsabilité fédérale du Ministère Pêches et Océans Canada (MPO), avec une certaine collaboration du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), celles des EEE en eau douce, c'est-à-dire la portion eau douce du fleuve Saint-Laurent et les eaux intérieures publiques, sont sous la responsabilité provinciale du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et du ministère des Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), et les EEE qui peuvent se retrouver dans les étangs d'une municipalité sont sous la responsabilité de cette dernière (MPO, 2014a). De plus, au même échelon, il peut y avoir des implications de plusieurs paliers de compétences. Ainsi, à l'échelle du gouvernement fédéral canadien, une EEE peut être sous la responsabilité du MPO, de Transport Canada (TC), d'Industrie Canada (IC), de l'Agence canadienne d'Inspection des aliments (ACIA), de l'Agence des services frontaliers du Canada (ASFC), de Santé Canada (SC), etc., selon l'EEE en question, sa voie d'entrée dans les eaux du territoire canadiens, ou le type et les coûts des mesures de gestion qu'elle nécessite (MPO, 2004; MPO, 2014a). Par exemple, le gobie à taches noires peut aussi être un vecteur du virus de la Septicémie Hémorragique Virale (SHV), une maladie à déclaration obligatoire auprès de l'Agence Canadienne de l'Inspection des Aliments (ACIA) (ACIA, 2012). Ce virus peut affecter plusieurs espèces exploitées commercialement, tels que les salmonidés. Ainsi, en Ontario par exemple, la gestion des gobies se fait en collaboration entre le Ministère des Pêches et Océans et le Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario, mais aussi avec l'ACIA. L'ACIA doit impérativement être informée si un gobie capturé est analysé et diagnostiqué avec la SHV. L'ACIA devra ainsi mettre en œuvre un plan d'intervention rapide pour acquérir des informations supplémentaires et intervenir selon la situation (ACIA, 2012). La salmoniculture a favorisé la propagation de poux de poisson, petit parasite du saumon atlantique, dans plusieurs régions côtières de la côte ouest américaine et canadienne. Des saumons atlantiques échappés de ces fermes aquacoles ont permis une densification et une plus grande



abondance des poux de poissons dans ces secteurs (Liu *et al.*, 2011). En plus du risque d'hybridation entre le saumon atlantique et les espèces indigènes, dont le saumon rose et le saumon keta, les poux de poisson en grande abondance peuvent favoriser l'augmentation du taux de mortalité chez les populations de saumon (Liu *et al.*, 2011). Cette pression supplémentaire sur les stocks de saumons sauvages, amène des répercussions importantes sur les activités de pêches de ces espèces (Liu *et al.*, 2011). Un réseau de surveillance du pou de poisson a été créé par le MPO dans le but de mieux comprendre les processus de propagation de l'espèce et ainsi de permettre la planification d'interventions efficaces de lutte contre les poux de poisson, ainsi qu'une gestion efficace des stocks de saumons sauvages (MPO, 2014b). Ce réseau de surveillance du pou de poisson vise deux objectifs dont le premier est de prévenir la propagation du pou de poisson entre les exploitations aquacoles et les populations sauvages, et dans minimiser les impacts, et deuxièmement, de garder en santé les exploitations aquacoles (MPO, 2014b). Une des recommandations émises par le groupe de travail du MPO, qui a mis sur pied ce programme de surveillance, est d'adopter une méthode intégrée de gestion du pou de poisson selon le type de salmoniculture et selon la région où est localisée cette ferme (MPO, 2014b). De plus, le groupe de travail du programme de surveillance du pou de poisson du MPO souligne qu'il est important de poursuivre la collaboration avec des groupes de lutte contre ce parasite, que ce soit à l'échelle nationale ou internationale, et ce, dans le but de faire avancer rapidement la recherche et de faire front commun en matière de lutte contre le pou de poisson (MPO, 2014b).

Des ententes et responsabilités peuvent aussi être de compétences interprovinciales et internationales, tels la Commission mixte internationale, la Commission des pêches des Grands Lacs, la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (CCAMLR) et la Commission des Pêches de l'Atlantique Nord (CPAN). La lutte aux EEE devrait aussi faire partie des points discutés et des orientations stratégiques élaborées lors des rencontres des commissions, des organisations, tel l'Organisation des

pêches de l'Atlantique Nord-Ouest, ou de différents comités, tel le Comité National sur les espèces aquatiques envahissantes (CNEAE). Finalement, les premières nations, différentes OSBL et l'industrie peuvent et doivent aussi intervenir et s'impliquer dans la gestion des EEE (MPO, 2014a).

De plus en plus d'intervenants et de pouvoirs publics proposent des initiatives et des actions, et adoptent des mesures dans le but de lutter contre les EEE. Au niveau législatif, ces initiatives reposent pour la plupart sur des lois et règlements de compétences fédérales ou provinciales, et même municipales, qui protègent l'intégrité de la biodiversité et des écosystèmes (MPO, 2014a). Par exemple, au Québec, le Règlement sur la pêche et l'aquaculture (RAVP), le règlement sur les poissons appâts, et le règlement sur les animaux en captivités permettent de contrôler certaines espèces exotiques animales envahissantes préoccupantes. Ces règlements découlent tous de la Loi sur la Conservation et la Mise en valeur de la Faune (MDDEFP, 2014). On retrouve à l'Annexe 4 du RAVP une liste d'espèces animales aquatiques interdites au Québec, que ce soit pour l'importation, la possession, le transport, l'exploitation ou la vente. Parmi les espèces retrouvées sur cette liste, on y retrouve les carpes asiatiques, la tanche, le gobie à taches noires et toute les espèces de poissons-à-tête-de-serpent (MDDEFP, 2014). Pour la pêche sportive en eau douce, le règlement sur les poissons appâts interdit en période estivale, depuis 2013, l'utilisation de poissons-appâts dans les zones auparavant autorisées, et tous poissons-appâts, qu'ils soient morts ou vivants seront interdits à partir de 2017 (MDDEFP, 2014). On réalise toutefois que malgré ces outils réglementaires pertinents et efficaces, il s'avère impossible de les appliquer à l'extérieur du territoire Québécois. Si on prend pour exemple la baie Missisquoi qui fait partie du lac Champlain dans l'État de New-York, malgré une réglementation québécoise sur les EEE, si l'État de New-York, ne possède et n'applique pas d'outils réglementaires semblables ou complémentaires, il sera difficile d'empêcher la propagation des EEE réglementées dans les eaux conjointes entre cet État et le Québec. Le MPO a tout récemment créé un règlement sur les espèces aquatiques envahissantes (EAE)

(REAE). Ce règlement contient une liste d'EAE interdites au Canada, ainsi que des listes d'EAE interdites par province (MPO, 2015). Par exemple, les quatre espèces de carpes asiatiques, les carpes argentés, à grosse tête, de roseau et argentée, ainsi que les moules zébrées et quagga se retrouvent sur cette liste d'EAE interdite au Canada (MPO, 2015). On retrouve à la partie 3 de ce règlement une liste d'EAE dont plusieurs sont marines, et qui représentent un risque pour toutes les régions du Canada, ou dans seulement certaines régions du pays (MPO, 2015). Parmi ces espèces on retrouve *S. clava*, *C. intestinalis*, *B. schlosseri*, *B. violaceus*, ainsi que *Didemnum* (*Didemnum vexillum*), le crabe vert (*Carcinus maenas*), et le crabe chinois à mitaine (*Eriocheir sinensis*) (MPO, 2015). Les EAE retrouvées dans cette partie sont interdites d'introduction non autorisée. De par ce règlement, les EAE retrouvée à la partie 3 devront suivre des activités de contrôle dans les régions où elles ne sont pas indigènes, ou dans les régions où elles risquent de faire subir des impacts aux écosystèmes aquatiques, ainsi qu'à des activités socio-économiques qui dépendent de ces écosystèmes (MPO, 2015). Le Service frontalier canadien est aussi impliqué dans ce règlement, ce qui favorisera les interceptions des espèces interdites aux frontières canadiennes (MPO, 2015).

La gestion des EEE implique plusieurs intervenants qui possèdent des moyens, des ressources, des orientations et enjeux, ainsi que des responsabilités différentes. La coordination des efforts de lutte contre les EEE doit être renforcée, et les priorités et objectifs entre les différentes juridictions et autorités impliquées dans la lutte aux EEE sur son territoire doivent être considérés et intégrés. Des efforts dans la coordination de la mise en œuvre des outils réglementaires et législatifs pourraient améliorer les orientations et les actions découlant des stratégies et des plans d'actions des différentes juridictions et autorités qui sont liées géographiquement ou économiquement. Comme mentionné dans le Plan d'Action canadien de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes, la concordance des lois et règlements entre les différents ministères et paliers de

compétences est nécessaire pour l'obtention de résultats efficaces (MPO, 2004 ; MPO, 2014a).

## **2.4 OUTILS ET METHODES DE LUTTE AUX EEE**

Plusieurs outils et méthodes de gestions sont utilisés dans la lutte aux EEE. La plupart de ces outils et méthodes sont élaborés et mis en œuvre dans le but de protéger et de garder l'intégrité de la biodiversité, des écosystèmes et de différents domaines socio-économiques, tels que les pêcheries et le récréotourisme, qui sont susceptibles d'être impactés par ces espèces indésirables. Selon leurs compétences et les ressources disponibles, différentes instances gouvernementales, que ce soit le palier fédéral, provincial ou municipal, utilisent différents outils et méthodes de gestion. Par exemple, des outils réglementaires, des stratégies et plans d'actions et d'interventions, des méthodes de surveillance, de détection précoce, de suivi, de contrôle et de sensibilisation sont utilisés par ces différents paliers gouvernementaux. De plus, la collaboration entre les différentes instances gouvernementales, juridictions, les partenaires externes, OSBL, centres de recherches et universitaires, est fréquente et souhaitable afin de mettre en commun les ressources et les expertises dans le but de lutter efficacement contre les EEE.

### **2.4.1. OUTILS REGLEMENTAIRES**

Différents outils réglementaires, ciblant la lutte aux EEE, sont appliqués dans plusieurs juridictions. Au Québec, ces outils sont sous la responsabilité des gouvernements fédéral, provincial et municipale. Il est toutefois nécessaire que les différentes réglementations s'arriment entre elles. Par exemple, une municipalité peut décider qu'une espèce exotique animale ou végétale sera interdite sur son territoire, même si cette espèce ne l'est pas à l'échelle fédérale ou provinciale. Par contre, une municipalité ne peut autoriser sur son territoire une espèce qui est interdite par le gouvernement provincial ou

fédéral. La réglementation de certaines activités identifiées comme des vecteurs potentiels d'introduction et de propagation d'EEE, permet, selon le cas, la continuité de ces activités sans que la biodiversité, les habitats et les activités économiques elles mêmes en subissent les effets néfastes.

La gestion des eaux de ballast, les transferts aquacoles, l'aquaculture et la vente de poissons, ainsi que l'utilisation de poissons appâts en eau douce sont encadré par une réglementation qui, entre autres, permet de prévenir, du moins, minimiser les risques d'introduction et de propagation d'EEE.

#### 2.4.1.1. EAUX DE BALLAST

Dans le domaine du transport maritime, la gestion des eaux de ballast est réglementée en vertu de la Loi sur la marine marchande du Canada. Le règlement vise à circonscrire les risques d'introduction d'EEE et exige que tous les navires appliquent un plan de gestion des eaux et des sédiments pouvant se retrouver dans les ballasts (TC, 2010). Actuellement, les navires étrangers doivent faire des échanges d'eau de ballast en pleine mer, à des endroits où la profondeur des océans atteint au moins 2 000 mètres, et à plus de 200 milles nautiques des côtes (TC, 2010). Toutefois, lors de situations particulières pouvant compromettre la sécurité du bâtiment et de l'équipage, les navires sont autorisés à échanger les eaux de leurs ballasts dans des zones pré-autorisées à cet effet. Ces zones sont pour la plupart à l'intérieur du 200 milles nautiques (TC, 2011).

Même si cette réglementation est un outil important et essentiel de gestion du risque d'introduction d'EEE, elle n'est pas sans faille. La réglementation actuelle ne s'applique qu'aux navires marchands qui naviguent au delà du 200 milles marins et qui entrent sur le territoire canadien. Par exemple, des navires provenant d'Europe et se dirigeant vers le golfe du Saint-Laurent doivent se soumettre à la directive des échanges d'eau de ballast à plus de 200 milles nautiques des côtes européennes et canadiennes. Les navires pratiquant

le cabotage dans les eaux intérieures du Canada, ou encore pratiquant la navigation côtière, ne sont donc pas assujettis à cette réglementation (TC, 2011). Ainsi, les navires qui transitent en eau intérieure, tel que des Grands Lacs vers le fleuve St-Laurent, ou en zone côtière, de la côte sud-est des États-Unis vers l'embouchure du golfe du Saint-Laurent, sans jamais s'éloigner à plus de 200 milles nautiques des côtes, ne sont pas concernés. Ils n'ont pas à se diriger vers la zone supérieure à 200 milles nautiques pour faire l'échange d'eau de leurs ballasts. Ils peuvent faire les échanges d'eau de leurs ballasts où ils le jugent adéquat. Des organismes aquatiques peuvent donc être introduits dans un nouveau milieu par les eaux de ballast malgré la réglementation. De plus, aucune réglementation n'encadre la gestion des organismes qui se fixent sur la coque et d'autres parties des navires. Certaines de ces EEE ont ainsi été introduites dans de nouveaux milieux et sont maintenant bien implantés. Par exemple, les moules zébrées et quagga ont ainsi introduites dans les Grands Lacs pour se propager dans plusieurs autres plans d'eau dont le fleuve Saint-Laurent. Le transport maritime est reconnu comme le plus important vecteur d'introduction et de propagation d'EEE. Une bonification de lois et règlements existants permettrait de réduire d'avantage les risques d'introductions d'EEE via le transport maritime. Par exemple, un arrimage réglementaire entre les juridictions limitrophes ou qui partagent un plan d'eau, pourrait aider à lutter plus efficacement et à plus grande échelle l'introduction, la propagation, la possession ou le transport d'une EEE. Une liste d'EEE interdites commune à ces juridictions serait aussi un outil réglementaire souhaitable pour une lutte et une gestion efficace des EEE.

#### 2.4.2. TRANSFERTS AQUACOLES

Parmi les outils réglementaires existant au Canada, il en existe un ciblant les transferts aquacoles. Les activités aquacoles, et plus précisément le transfert interrégional de naissain de bivalves, est géré par le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques du Canada (MPO, 2003). En fonction de ce code, il arrive que des transferts ne

soient pas autorisés étant donné les risques trop importants de propagation d'EEE, qui peuvent se retrouver parmi les bivalves d'élevage. Il arrive également que les producteurs aient à suivre un protocole de traitement des lots à transférer pour empêcher la propagation d'EEE dans l'habitat receveur (MPO, 2003). Par le passé, les transferts aquacoles n'étaient pas ou peu encadré par un cadre légal dans le but de prévenir les introductions et propagation d'EEE. Par exemple, des huîtres japonaises (*Crassostrea gigas*) ont été introduites et exploitées dans des fermes aquacoles localisées sur la côte pacifique américaine. De ces fermes, des huîtres se sont propagées dans les habitats marins environnants et ont envahi une grande portion de la côte américaine du Pacifique. La présence de ces huîtres a favorisé la diminution de la biodiversité indigène. Un exemple similaire s'applique aussi à la baie de Chesapeake, baie localisée dans l'État du Maine, sur la côte est Américaine. Des huîtres japonaises y ont aussi été introduites dans le but d'en faire des exploitations aquacoles. Ces huîtres se sont répandues dans la baie et ont supplanté la seule espèce indigène d'huîtres de cette baie, l'huître de l'Est (*Crassostrea virginica*) (NOAA, 2014). Aujourd'hui, avec le Code de transfert aquacole, les risques d'introduction et de propagation liés aux activités aquacoles au Canada sont fortement diminués.

#### 2.4.2.1. AQUACULTURE ET VENTE DE POISSONS

Au Québec, une réglementation permet de contrôler certaines activités qui peuvent représenter des risques de propagation et d'introduction d'EEE. Le Règlement sur l'Aquaculture et la Vente de poisson (RAVP), en plus de superviser les activités aquacoles dans les différentes zones du Québec, fournit des directives quant à l'utilisation de certaines espèces de poissons et crustacés exotiques ciblés par le domaine de la vente au détail ou de l'aquariophilie (MRNF, 2012). Par exemple, on retrouve à l'Annexe 4 du RAVP une liste d'organismes aquatiques d'eau douce interdit au Québec (MRNF, 2012). La plupart des

espèces retrouvées sur cette liste sont absentes du territoire québécois, mais représentent un risque d'établissement et d'impact important si elles sont introduites.

Le RAVP permet donc de mieux encadrer différentes activités qui peuvent favoriser les introductions d'EEE. En limitant l'utilisation, la possession, ou encore, le transport d'espèces exotiques jugées comme possédant un risque important d'établissement, cette réglementation permet de protéger l'intégrité de la biodiversité et des écosystèmes aquatiques, et de plusieurs domaines socio-économiques liés aux plans d'eau douce du Québec.

#### 2.4.3. POISSONS APPÂTS ET PECHE SPORTIVE EN EAU DOUCE

Depuis 2013, il est interdit, lors d'activités de pêche sportive, dans les plans d'eau douce du Québec, d'utiliser en période estivale des poissons appâts vivants là où la réglementation le permettait auparavant (MRN, 2013). En 2017, il sera interdit d'utiliser, toujours en période estivale, tous poissons appâts, qu'ils soient morts ou vivants. Cette réglementation vise à prévenir les introductions d'EEE dans de nouveaux plans d'eau lorsque des poissons appâts non utilisés sont relâchés dans le milieu naturel (MRN, 2013). L'utilisation de poissons appâts, vivants ou morts, lors d'activités de pêches au cours de la saison hivernale, n'est pas touchée par cette réglementation (MRN, 2013). L'importation de poissons-appâts provenant de l'extérieur du Québec est aussi interdite (MRN, 2013). Des espèces exotiques peuvent se retrouver parmi les poissons-appâts. Par exemple, aux États-Unis, des jeunes carpes asiatiques peuvent être confondues avec des espèces utilisées comme poissons appâts et ainsi être introduites dans de nouveaux plans d'eau. L'interdiction d'utiliser des poissons appâts peut ainsi faire diminuer les risques d'introduction, de propagation et d'établissement d'espèces aquatiques indésirables.



## **2.5 UTILISATION DE STRATEGIE ET PLAN D' ACTIONS**

Les objectifs généraux des stratégies et des plans d'action de lutte contre les EEE sont, en grande majorité, de prévenir les introductions et la propagation de nouvelles EEE sur un territoire donné. De plus, ces stratégies et plan d'actions peuvent cibler et préciser les efforts et moyens à mettre en œuvre afin d'éradiquer, du moins contrôler, les EEE déjà présentes. Ces documents permettent de faire l'état de la situation et des risques actuels et futurs, ainsi que les différents impacts liés au EEE, et les moyens de les prévenir ou de les diminuer. En plus de l'identification des besoins et des priorités, les méthodes et outils de lutte déjà mis en œuvre sur le territoire peuvent aussi faire parti des informations retrouvées dans ces documents. Par exemple, les besoins en ressources financières et humaines, en matière de législation, et de collaboration entre les différents ministères, paliers gouvernementaux, juridictions, instituts académiques et de recherche, ainsi que les OSBL impliqués dans la lutte aux EEE, peuvent faire partie des points abordés dans une stratégie ou un plan d'actions de lutte contre les EEE (OMNR, 2012).

Tout comme les outils réglementaires, les stratégies et plans d'actions peuvent être de différents niveaux gouvernementaux. Par exemple, il peut exister une stratégie et un plan d'actions de lutte contre les EEE à l'échelle internationale, nationale, provinciale et même municipale. Ces différents niveaux peuvent s'arrimer et se compléter dans le but de cibler les réalités, responsabilités et priorités propre à son palier gouvernemental.

### **2.5.1 STRATEGIE**

Tout les plans de lutte contre les EEE, quelles soient terrestres ou aquatiques, animales ou végétales, sont réalisés et mis en œuvre dans le but de prévenir les introductions de nouvelles espèces, et de limiter la propagation de celles qui sont déjà présentes sur le territoire visé par le plan d'action. Les actions de prévention, de détection

précoce, de surveillance, et de suivi doivent faire partie d'une stratégie efficace de lutte contre les EEE. Empêcher l'introduction et l'établissement de nouvelles espèces ou la propagation d'EEE déjà présente vers de nouveaux territoires, réagir rapidement lors d'une nouvelle détection, faire la promotion d'activités de sensibilisation, sont des actions qui font parti des différentes orientations d'une stratégie de lutte contre les EEE (OMNR, 2012).

Afin de rencontrer les objectifs, une stratégie doit identifier les intérêts du palier gouvernemental duquel elle découle, et présenter des objectifs clairs qui seront supportés par les autorités responsables de cette stratégie, ainsi que de favoriser la collaboration entre les différents paliers gouvernementaux et ministères, l'industrie, les partenaires non gouvernementaux et le public en général (OMNR, 2012). Selon l'espèce indésirable, le territoire visé et les impacts potentiels cette espèce, il ne faut pas non plus oublier les premières nations qui devront être impliquées dans les interventions et moyens de lutte. Par exemples, certaines de ces espèces indésirables peuvent impacter les activités de pêches traditionnelles, et les peuples autochtones devront faire partie des consultations et de l'élaboration de la stratégie. De plus, les peuples autochtones peuvent collaborer à la mise en œuvre des programmes et méthodes de lutte contre les EEE (OMNR, 2012).

En général, les objectifs d'une stratégie de lutte contre des espèces indésirables visent quatre grands volets : 1) la prévention, 2) la détection précoce, 3) l'intervention rapide, et 4) la gestion de ces espèces :

1. La prévention vise à empêcher toute introduction de nouvelles espèces exotiques sur un territoire, ou la propagation d'EEE déjà établie vers de nouvelles zones de ce territoire ;
2. La détection précoce permet de détecter et d'identifier rapidement des EEE avant leur introduction ou leur établissement, ou très peu de temps après ;

3. La réponse rapide permet de réagir rapidement et de mettre en œuvre des actions une fois qu'une EEE a été détectée afin d'empêcher leur établissement dans un nouveau territoire ou une nouvelle zone ;
4. La gestion des EEE permet de planifier et de faire la mise en œuvre des actions de gestion et d'identifier les différentes étapes dans le but de protéger les écosystèmes et la société de ces espèces indésirables. Par exemple, on peut identifier à ce point des outils et méthodes de contrôle d'une EEE établie et impossible à éradiquer afin de prévenir sa propagation dans d'autres zones, ou encore, d'établir des méthodes et codes de bonne pratique afin de diminuer les risques d'introduction et de propagation d'EEE par différents vecteurs anthropiques.

Une fois que la stratégie a bien ciblée les différents objectifs pour une lutte efficace contre les EEE, des actions doivent être identifiées, priorisées et mises en œuvre. C'est à ce moment qu'un plan d'action doit être réalisé (OMNR, 2012).

#### 2.5.2 PLAN D' ACTIONS

Les plans d'action découlent généralement d'une stratégie qui a auparavant bien identifiée les orientations inhérentes à la lutte aux EEE. De ces orientations, des objectifs ont été identifiés et des actions sont maintenant nécessaires dans le but de rencontrer les objectifs fixés dans la stratégie. Les plans d'actions en matière de lutte contre les EEE ont tous ces points en communs : ils sont élaborés pour limiter, et ultimement stopper l'introduction et la propagation d'espèces indésirables dans de nouveaux habitats, en plus de pouvoir prévenir et limiter les impacts de ces espèces sur la biodiversité et les écosystèmes, et ce, dans le but d'en garder leur intégrité (MPO, 2014a).

Les plans d'actions ciblent les voies d'entrée et les vecteurs d'introduction facilitant l'introduction et la propagation d'EEE. En considérant les objectifs mentionnés plus haut, on retrouve, dans ces plans d'actions, des actions de prévention, de détection précoce, de surveillance, des actions rapides, de contrôle, et des activités de sensibilisation (OMNR, 2012 ; MPO, 2014a). Certains plans d'action vont plus loin et démontrent aussi les impacts des EEE qui touchent ou ont le potentiels d'impacter différents domaines socio-économiques tels entre autres, le tourisme, l'aquaculture et les pêcheries (OMNR, 2012 ; MPO, 2014a).

Ces plans d'actions doivent cibler les résultats à long terme, tout en étant capable d'identifier les actions prioritaires à réaliser le plus tôt possible. Les actions doivent aider à préserver l'intégrité des écosystèmes et de la biodiversité, tout en favorisant les différents domaines socio-économiques dépendant des écosystèmes et des espèces aquatiques (MPO, 2014a). Comme il est noté dans le Plan d'action canadien de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes (MPO, 2014a), il est important d'établir des actions qui reconnaîtront et favoriseront à la fois un environnement sain et une économie viable. Plusieurs domaines socio-économiques dépendent de l'exploitation d'espèces ou des écosystèmes aquatiques, et il est important de considérer les actions qui permettront la pérennité des deux systèmes.

Les plans d'actions doivent respecter un certains nombres de critères dont entre autres, la législation en vigueur sur le territoire concerné, en plus de respecter les protocoles internationaux et les conventions en place, selon le cas, respecter les orientations et enjeux de la stratégie auquel le plan est lié, favoriser les approches de gestion adaptative qui incorpore et cherche à améliorer les politiques et les pratiques de gestion, et favoriser la collaboration entre les intervenants et experts des différents ministères, de l'industrie, des partenaires et collaborateurs externes et des autres juridictions (OMNR, 2012 ; MPO, 2014a).

Parmi de nombreuses actions possibles, par exemple, on peut cibler la mise en œuvre d'actions visant l'amélioration des engagements et ressources des autorités responsables de la mise en œuvre de la stratégie et du plan d'action, l'amélioration de la coordination des actions terrains ou encore des plans de communications s'y rattachant. Des actions ciblant une meilleure réglementation sur les espèces interdites sur le territoire, ou une bonification et amélioration de la réglementation déjà en place peuvent aussi être incluses dans le plan (OMNR, 2012 ; MPO, 2014a). Plusieurs analyses de risques et de coûts peuvent faire partie des actions retrouvées dans un plan d'action. Par exemple, des analyses de risque d'introduction selon les voies d'entrées ou les vecteurs, de risque d'établissement d'une espèce indésirable dans un nouveau territoire, des analyses de coûts associés aux campagnes de sensibilisation, aux méthodes de lutte ou des coûts des impacts socio-économique associé à la présence d'une EEE peuvent aider les gestionnaires à cibler et prioriser les besoins en matière de lutte aux espèces indésirables.

Dans le volet recherche du plan d'action, on peut par exemple y retrouver des analyses et essais de protocole d'échantillonnage d'ADN environnementale comme méthode de détection précoce, des analyses d'efficacité de barrière électrique comme moyen de prévention d'introduction d'une EEE dans un plan d'eau, des évaluations des meilleurs méthodes de contrôle d'une EEE selon l'acceptabilité sociale et les coûts y étant associés, ou encore, des recherches dans le but de comprendre les mécanismes des changements climatiques qui favorisent l'établissement des EEE, (OMNR, 2012 ; MPO, 2014a). Le volet gestion permet quant à lui de mieux préciser les actions et méthodes possibles qui doivent être suivis par les gestionnaires et les dirigeants impliqués dans la lutte aux EEE. Par exemple, on peut y retrouver des actions permettant le développement de plans ou de meilleures pratiques de gestion en plus d'échéanciers associés à chaque action. Quant au volet communication et sensibilisation, des activités permettant d'encourager les bonnes pratiques de nettoyage des embarcations, dans le but de prévenir la propagation d'EEE dans un nouveau plan d'eau ou la création d'application Web pour inviter et encourager la

participation citoyenne à la détection précoce d'EEE sont tout autant d'actions qui peuvent être ciblées par ce volet (OMNR, 2012).

Les particularités du territoire ciblé par le plan d'action doivent être impérativement considérées lors de l'élaboration du plan d'action. Par exemple, les différentes voies d'entrées et les connectivités hydro-géographiques permettant la propagation d'EEE entre différentes zones et différentes juridictions sont des paramètres à ne pas ignorer. En considérant ces paramètres, l'autorité responsable de l'élaboration et la mise en œuvre du plan d'action s'assure ainsi de l'efficacité du plan d'action efficace (OMNR, 2012 ; MPO, 2014a). Cette approche encourage le principe de précaution qui appuie la notion que toutes espèces exotiques représentent un risque pour la biodiversité, les écosystèmes, la santé humaine et des espèces indigènes, ainsi que pour l'économie, et que les coûts associés à la prévention sont généralement beaucoup moins importants que ceux associés au contrôle ou à l'éradication, lorsque possible, d'une EEE (OMNR, 2012 ; MPO, 2014a).

Les actions identifiées doivent permettre l'atteinte des objectifs amenés par le plan d'action et visés dans la stratégie. Ainsi, le résultats d'une stratégie et d'un plan d'action, qui respectent la réalité du territoire visé, ainsi que les moyens et ressources disponibles des autorités responsable, permettront de réduire les impacts et prévenir de nouvelles introductions et la propagation des EEE déjà présentes (OMNR, 2012).

### **CHAPITRE 3**

## **LES ANALYSES DE RISQUES ET PISTES POUR UNE APPROCHE INTEGREE**

Parmi toutes les méthodes et les outils présentés précédemment, les analyses de risques demeurent très importantes dans la lutte aux EEE. Que ce soit dans le but d'évaluer la pertinence d'une méthode de prévention, dans l'analyse des coûts liés aux impacts, ou encore dans le risque d'établissement d'une EEE absente pour l'instant du territoire sous étude, les analyses de risque permettent aux gestionnaires et aux autorités de faire des choix éclairés et de prioriser les actions immédiates et celles à prendre ultérieurement.

Par exemple, au Québec, les analyses de risque peuvent déterminer qu'en raison de leur emplacement dans le golfe du Saint-Laurent, les Îles-de-la-Madeleine, et ses lagunes aux eaux plus chaudes, sont vulnérables aux introductions et à l'établissement d'EEE. La baie de Gaspé, est également à risque d'introductions et de propagations d'EEE étant donné les diverses activités maritimes qui s'y déroulent. Les vecteurs anthropiques potentiels d'introduction d'EEE y sont multiples : les navires en tout genre, le délestage des eaux de ballast à proximité, les transferts aquacoles et d'animaux vivants dans les usines de transformations de produits de la mer et aquacoles, les activités de pêche commerciales, sportives et d'aquaculture, et les activités de plaisance. Étant donné les divers impacts que peuvent causer les EEE, les analyses de risque peuvent par exemple dans ce cas, aider les gestionnaires, porteurs de dossier, ainsi que les différentes autorités concernées, à dresser une liste exhaustive des vecteurs potentiels et d'en estimer les risques afin d'agir efficacement autant au niveau de la prévention, que de la législation. Les impacts potentiels des EEE dans ces régions ne seraient non seulement d'ordre environnemental mais aussi socio-économique. En effet, tant l'industrie aquacole et des pêches, que l'industrie du

tourisme sont des secteurs déterminant dans l'économie des régions maritimes. À titre d'exemple, le Ministère des Finances et de l'Économie reconnaît le domaine du récréotourisme, ainsi que le domaine des ressources, des sciences et des technologies marines comme des créneaux d'excellence pour le développement régional de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine. Les analyses de risque ciblant autant les risques d'établissement d'EEE, les vecteurs d'introduction, et les impacts environnementaux et socio-économiques pourraient ainsi aider à l'identification des différents enjeux liés aux risques d'introduction d'EEE, et proposer des outils et méthodes de lutte efficace contre ces espèces indésirables.

L'approche intégrée lors d'analyses de risques, permettrait d'inclure plusieurs données et paramètres différents dans le but d'avoir une vue d'ensemble des différents risques environnementaux et socio-économiques inhérents à une introduction ou la propagation d'une EEE. La lutte contre cette EEE n'en sera que plus efficace car, les analyses de risques tiendront compte à la fois du potentiel d'établissement de l'EEE sous étude, de ses impacts environnementaux et socioéconomiques, en plus des méthodes de lutte, de leurs coûts, et de l'acceptabilité sociales de ces derniers. Les gestionnaires et les autorités pourront ainsi réagir rapidement, avec efficacité et assurer le plus possible des résultats positifs de ces actions.

### **3.1 LES ANALYSES DES RISQUES LIEES AUX EEE: COMPARAISON ENTRE LES SCIENCES NATURELLES, ECONOMIQUES ET L'APPROCHE INTEGREE.**

En gestion du risque, deux étapes générales et trois catégories d'actions sont généralement suivies. L'analyse et le traitement des risques composent les deux étapes générales et l'identification des risques, leur évaluation et leur réduction composent les trois catégories d'actions. L'identification des risques et leur évaluation se retrouvent sous



la catégorie d'analyses de risques et la réduction des risques sous la catégorie du traitement des risques (CSS, 2011 ; Bründl *et al.*, 2009).

L'identification de tous les risques, qu'ils soient théoriques ou réels, doit être considéré dans les analyses de risques. Une fois que les risques pertinents à la zone sous études sont identifiés et inventoriés, il est plus facile de les prioriser qui permettra par la suite de mieux cibler les besoins et les ressources dans le but d'en réduire les effets, et au mieux, les éliminer (CSS, 2011 ; Bründl *et al.*, 2009). Différents scénarios peuvent être modélisés afin, par exemple, d'estimer l'ampleur des dommages, de déterminer si une combinaison de risques est possible, et d'évaluer sur une échelle temporelle l'ampleur des dommages selon la probabilité d'occurrence. Ainsi, on obtient une valeur probabiliste du risque lorsque la probabilité d'occurrence est multipliée par l'ampleur des dommages (CSS, 2011 ; Bründl *et al.*, 2009).

Il existe plusieurs types d'analyses de risque et la notion de risque peut-être différente selon qu'elle soit évaluée, par exemple, par un biologiste ou un économiste. Les sciences naturelles tendent à définir la notion de risque en tant que le produit de la probabilité d'occurrence d'un événement et des dommages potentiels inhérents à cet évènement (CSS, 2011 ; Bründl *et al.*, 2009). Les analyses de risques servent à identifier les dangers, et d'en évaluer les risques en les comparant entres eux, en se basant sur leur probabilité d'occurrence et l'ampleur potentiel des dommages (CSS, 2011 ; Bründl *et al.*, 2009). En d'autres mots, le risque vu par les sciences naturelles se définit comme étant :

**Risque = probabilité d'occurrence x ampleurs des dommages**

La probabilité d'occurrence se définit comme étant la fréquence à laquelle un événement se produit sur une période de temps définie (CSS, 2011 ; Bründl *et al.*, 2009). L'ampleur des dommages se définit quant à lui, par l'intensité des dommages auxquels il faut s'attendre ou encore, de l'évaluation du risque suite à une analyse de risques (CSS, 2011 ; Bründl *et al.*, 2009).

Dans le domaine des sciences socio-économiques, l'analyse de risques est une méthode utilisée dans le but d'évaluer les pour et les contres d'une action et joue un rôle important dans la prise de décision, et dans le choix de réaliser ou non des actions (MAA, 2012 ; CE, 2013). Les résultats d'analyses de risques socio-économiques doivent contenir des descriptions des risques encourus ainsi que des avantages et bénéfices à entreprendre ou non les actions analysées (MAA, 2012). Par exemple, on peut retrouver dans une analyse de risque socio-économiques d'une introduction potentielle d'une EEE aux portes du Québec, les désavantages socio-économiques d'une inaction comparés aux bénéfices des actions de prévention et de sensibilisation à cette introduction potentielle. On peut aussi y représenter les coûts associés aux différentes actions et méthodes d'interventions et les répercussions, selon le scénario choisi, dans les communautés touchées par ces introductions. Les analyses de risques socio-économiques, permettent de mettre en lumière les coûts associés aux impacts des EEE dans les domaines sous études, qu'il soit environnementaux ou socio-économiques par exemple, et peuvent aussi aider les décideurs à prendre des décisions lorsqu'ils sont confrontés à différents objectifs (MAA, 2012 ; CE, 2013). Ces analyses de risques socio-économiques permettent aussi d'évaluer combien la société et les dirigeants sont disposés à déboursier ou investir dans le but de prévenir ou atténuer les impacts socio-économiques des domaines touchés par ces espèces indésirables. De plus, elles peuvent donner une indication de leurs perceptions et de leurs intentions quant à l'importance de préserver et protéger l'intégrité de la biodiversité et des habitats. Elles permettent aussi d'établir des échanciers d'actions et de mieux évaluer les besoins et les coûts de ces actions (MAA, 2012 ; CE, 2013). De plus, comme il a été démontré précédemment, plusieurs vecteurs d'introduction et de propagation sont d'origine humaine et sont liés à des domaines économiques tels les activités portuaires et de transport maritime, les pêcheries commerciales et sportives et le récréotourisme. Parmi les choix d'interventions proposés dans une analyse de risques socio-économiques, on peut aussi y présenter des scénarios démontrant les avantages et désavantages de l'arrêt ou de la modification d'une activité économique considérée comme un vecteur de propagation

d'EEE, et ce dans le but de prévenir ou de diminuer les risques d'introduction (CE, 2013). Les décideurs seront mieux outillés pour répondre aux objectifs de leur ministère par exemple, ainsi que pour mieux présenter les choix d'interventions auprès de leur autorité, des bailleurs de fonds, des partenaires et du public en général (MAA, 2012 ; CE, 2013).

### **3.2 PREMIERE ETAPE : EVALUATION DE LA PROBABILITE D'INTRODUCTION D'UNE EEE.**

Les analyses de niches environnementales peuvent comporter différents volets, tels la probabilité qu'une EEE puisse atteindre une région, puissent y survivre, et s'y établir, ou encore, son potentiel de dispersion secondaire, c'est-à-dire une fois établie dans un nouveau secteur et qu'elles puissent se propager vers de nouveaux secteurs à partir de la nouvelle région hôte. Plusieurs méthodes d'analyses peuvent être réalisées pour y arriver. Par exemple, les risques d'introduction et de propagation inhérente à une EEE peuvent être estimés par une analyse à deux critères, c'est à dire à l'aide de: i) le taux d'invasion de l'habitat hôte et ii) la pression de propagule (Lockwood *et al.*, 2005). Le taux d'invasion se traduit par la persistance d'une EEE dans son nouvel habitat, qui dépendra des conditions environnementales de cet habitat en relation avec les caractéristiques spécifiques à l'espèce. Les conditions locales détermineront le succès ou l'échec de son établissement, son taux d'envahissement ou son degré de nuisance une fois établie dans le nouvel environnement hôte (Stachowicz *et al.*, 1999; Locke *et al.*, 2007).

La pression de propagule, aussi appelée effort d'introduction, se traduit quant à elle par le nombre d'individus d'une espèce libérée dans une nouvelle région où ils sont considérés comme non indigènes. Cette analyse est reconnue comme étant un bon indicateur du succès d'invasion et incorpore des estimations du nombre absolu d'individus impliqués dans un événement d'introduction (c'est-à-dire la taille de propagule) et du nombre de périodes d'introduction distinctes (c'est-à-dire le nombre de propagules) (Lockwood *et al.*, 2005). La pression de propagule peut aussi être définie comme étant la

qualité, la quantité et la fréquence d'invasion des organismes dans un secteur (Lockwood *et al.*, 2005). Selon Lockwood *et al.* (2005), il s'agit d'éléments clés qui expliqueraient pourquoi certaines espèces persistent mieux que d'autres. Par exemple, les espèces introduites en grande quantité et de façon constante sont plus enclines à survivre, tandis que les espèces introduites en petit nombre et à une petite fréquence auront tendance à s'éteindre (Lockwood *et al.*, 2005).

L'estimation de la pression de propagule peut aussi être utilisée pour évaluer l'importance de la densité et de la fréquence de certains vecteurs dans les risques d'introduction et de propagation d'une EEE (Lockwood *et al.*, 2005). Les vecteurs qui ont été préalablement identifiés comme transporteur d'EEE, tel le transport maritime, peuvent être comparés à des propagules. Ces sont des réceptacles qui ont la possibilité de transporter des propagules, ou EEE, et les introduire ou les disperser dans une zone exempte de ces EEE. Plus une zone comporte une forte densité de vecteurs reconnus pour favoriser les introductions d'EEE, plus elle est à risque d'être envahie par ces EEE. La fréquence à laquelle ces vecteurs visitent un secteur sous étude peut aussi influencer à la hausse la probabilité des événements d'introduction. En combinant des analyses probabilistiques qu'une EEE puissent atteindre un secteur sous études à des analyse de niches environnementales, on atteint la première étape d'une gestion de risques d'introduction (CE, 2013). Les risques d'introduction, ou de propagation, ont été identifiés et évalués selon l'EEE, les types et caractéristiques de vecteurs présents, et celles du secteur sous étude. L'établissement d'un seuil d'occurrence de vecteur peut par exemple, aider les autorités à prendre des décisions. Par exemple, si un projet de réaménagement d'un port commercial consiste en l'agrandissement de deux de ses quais dans le but de recevoir un plus grand nombre de navires marchands transatlantiques de plus fort tonnage, un seuil d'acceptabilité peut être utilisé afin d'évaluer si l'augmentation de la densité et de la fréquence de navire est acceptable pour la région.

### 3.3 DEUXIEME ETAPE : EVALUATION DES IMPACTS D'UNE INTRODUCTION

Comme il a été démontré précédemment, les impacts d'une introduction d'EEE sur la biodiversité et les habitats sont multiples et très variés. La plupart d'entre eux sont reconnus tels, entre autres, une diminution ou perte de la biodiversité par le risque de disparition de plusieurs espèces ou encore, une hybridation entre les espèces indigènes et les EEE, une détérioration des habitats et des services rendus par ceux-ci, etc. Très souvent, ces impacts environnementaux ont des répercussions négatives directes sur plusieurs domaines d'un territoire aux prises avec une EEE. Il est important de bien comprendre les différentes notions et enjeux économiques liés à la gestion des EEE. Il est tout aussi important d'intégrer et de considérer tous les impacts possibles à la présence d'une EEE, qu'ils soient de nature environnementale ou économique. Ainsi, il sera plus facile de prévoir les différentes répercussions, les différents besoins et d'identifier les priorités et les échéances de la mise en œuvre des différentes interventions en gestion des EEE.

D'un point de vue socioéconomique, les dommages causés par l'introduction d'une EEE seraient, lors de démarches et transactions d'affaires, considérés comme un coût supplémentaire. Le comportement des autorités et du public en général, considéré ici comme des consommateurs, peut être modifié lors d'épisodes d'introduction ou de propagation d'EEE. Selon plusieurs auteurs, il serait fortement conseillé d'inclure cette modification du comportement dans les analyses de risque afin de permettre une meilleure prévision des dépenses associées à la gestion des EEE. Il sera alors possible de faire un choix éclairé dans les différentes actions (P. ex : de détection, d'éradication ou de contrôle) par les experts en gestion des EEE (Lodge *et al.*, 2009; Lovell *et al.*, 2006).

L'intégration d'analyses socio-économiques aux analyses de risques environnementales est considérée comme une approche prometteuse en gestion du risque d'introductions d'EEE (Dasgupta *et al.*, 2000). Ainsi, lors de la réalisation de plans d'action et de programme de gestion du risque, les intervenants sollicités seront encore mieux

ouillés pour répondre rapidement et efficacement aux introductions d'EEE. Les intervenants auraient une meilleure vue d'ensemble d'une gestion intégrée du risque lors des étapes d'élaboration de règlements, de législations, de protocoles et de plans d'actions, et pourront améliorer le rapport coûts-efficacité de cette gestion (Lodge *et al.*, 2009; Crocker & Tschirhart, 1992). Dans ce sens, il serait tout aussi important de bien identifier et quantifier les rétroactions entre les systèmes biologiques, environnementaux et économiques, ce qui permettrait de répondre à certaines questions importantes telles que : quelle serait la valeur d'investissement nécessaire à la prévention et la détection précoce versus le contrôle d'une EEE ? Quels seront les bénéfices tirés de tels investissements ? Combien sont prêts à payer les consommateurs selon le type de mesures et gestions favorisées ? Etc. (Jenkins, 2002; Lodge *et al.*, 2009).

#### **3.4 L'INTEGRATION DES PARAMETRES SOCIO-ECONOMIQUES AUX ANALYSES DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX**

Des études ont démontré que les méthodes de recherches et les outils utilisés dans le domaine des sciences économiques peuvent être utilisés dans les analyses de gestion du risque d'introduction d'EEE (Dasgupta *et al.*, 2000; Lodge *et al.*, 2009). Comme les introductions d'EEE sont influencées par les activités anthropiques, et plus particulièrement les activités commerciales, on peut donc s'attendre à ce que des solutions de gestion d'EEE découlent des changements apportés dans certaines pratiques de l'industrie, ainsi que par le comportement des consommateurs (Levine & D'Antonio, 2003). Selon ces mêmes études, il est tout aussi important d'y intégrer les expertises et recommandations d'intervenants de différentes disciplines (P.ex. : des domaines scientifiques, économiques, sociales, politiques, etc.) dans le but d'avoir une vue d'ensemble des différents paramètres qui peuvent influencer les résultats, surtout lorsque l'on souhaite informer les gestionnaires et les décideurs politiques de la situation sur les EEE qui nous préoccupe (Lodge *et al.*, 2009). Les différents experts pourront ainsi soulever des points importants lors de la prise de décisions, de l'élaboration de règles, de lignes directrices, de protocoles, de plan d'action,

de législation et réglementation, etc. Il sera à ce moment là possible de parler d'une vraie gestion intégrée du risque d'introduction d'EEE (Dasgupta *et al.*, 2000; Levine & D'Antonio, 2003; Lodge *et al.*, 2009).

Lorsque, par exemple, les analyses sont réalisées en tenant compte de paramètres économiques, biologiques et sociologiques, plusieurs scénarios de gestion du risque de l'introduction d'EEE peuvent être simulés. Ces analyses intégrées pourront faire ressortir les points importants, les zones grises, et les recommandations d'actions et de méthodes de gestion seront plus appropriés et efficaces autant d'un point de vue écologique que d'un point de vue des coûts-bénéfices (Crocker & Tschirhart, 1992; Lodge *et al.*, 2009; Lovell *et al.*, 2006). De cette façon, les intervenants et les preneurs de décisions pourront décider quelles actions seraient les plus appropriées selon l'EEE et selon des paramètres bioéconomiques « x ». Par exemple, les intervenants pourront faire le choix entre les différentes actions proposées et résultants des analyses. Ils pourront évaluer et décider quelles actions sont les plus appropriées selon leur situation, c'est-à-dire, quelles actions entre la détection précoce, la prévention d'introduction et de propagation, le contrôle, ou l'éradication serait la plus appropriée, ou encore s'il est préférable de s'adapter à la présence de l'EEE en question (Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009). Tout est question de la valeur que les populations humaines donnent à l'écosystème, à l'habitat et à la biodiversité envahie ou menacée par une EEE, ainsi que de la pertinence et des coûts associés aux méthodes de gestion du risque d'introduction (détection précoce, contrôle, éradication, adaptation). Un avantage, ou du moins un équilibre, doit être identifié pour qu'une méthode de gestion, autre que l'adaptation à la présence d'une EEE, soit choisie. C'est-à-dire que le bénéfice tiré d'un effort de gestion, en termes de valeur monétaire, doit être supérieur ou égale, au bénéfice résultant d'une tolérance à l'EEE, c'est-à-dire lorsque les intervenants décident de n'appliquer aucune méthode de gestion (Keller *et al.*, 2007; Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009).

Par exemple, dans le cas de la mytiliculture, les impacts de la présence de tuniciers fixés aux filières de moules peut entraîner une hausse de la mortalité chez les moules et une diminution de la production (Lutz-Collins *et al.*, 2009). Par la suite, l'offre de ce produit mytilicole sur le marché risque d'être moins importante, il se créera alors une rareté de ces produits qui favorisera l'augmentation des prix. Ou encore, un changement dans la préférence des consommateurs pour ce produit mytilicole en résultera, les coûts de contrôles augmenteront, dus aux traitements par exemple par l'application de saumure sur les filières. De plus, la valeur du produit mytilicole augmentera, ainsi que les coûts de transformation et le prix de vente au détail. Il ne faut pas oublier que la compétition peut être importante entre les différentes exploitations mytilicoles, ce qui risque aussi d'influencer le marché et la valeur de revente. Ceci est un exemple de l'importance de considérer les facteurs bioéconomiques lors des analyses de gestion du risque d'introduction d'une EEE (Keller *et al.*, 2007; Lodge *et al.*, 2009). On peut ainsi estimer quel scénario serait le plus efficace d'un point de vue coûts-bénéfice que ce soit selon l'un ou l'autre des domaines, biologie ou économie : avons-nous intérêt à prévenir, à contrôler, à éradiquer une EEE, ou encore, peut-on se permettre de ne pas intervenir et de s'adapter à sa présence? Ce questionnement est un exemple d'interrogation auxquels les gestionnaires doivent se soumettre afin de mieux comprendre et évaluer les enjeux bio-socio-économiques d'une introduction d'EEE, ainsi que des processus de gestion qu'implique la présence de l'EEE. Malgré ce que peut représenter de prime abord les coûts d'une méthode de gestion, il est important d'évaluer si les coûts associés à cette méthode sont plus avantageux qu'une autre (Leung *et al.*, 2002; Lovell *et al.*, 2006; Shogren & Crocker, 1999). Ainsi, les décisions pourront se prendre de façon préventive selon le meilleur scénario d'efficacité par rapport au coût.

En intégrant des paramètres socioéconomiques aux analyses de risques environnementaux, les coûts associés au contrôle d'une EEE, à la perte d'habitat, à la diminution des services écologiques, pourront être évalués dans les différents scénarios présentés dans ces analyses. Par exemple, lorsque l'algue caulerpa (*Caulerpa taxifolia*) fut



découverte sur les côtes du sud de la Californie, les gestionnaires ont dû évaluer plusieurs scénarios de gestion (Lodge *et al.*, 2009; Walters *et al.*, 2006). Les activités de pêche commerciale et sportive, les activités récréatives telles que la plongée sous-marine, ainsi que le tourisme en général furent affectées par l'introduction de cette algue. Suite à sa découverte, un consortium composé d'agences privées et gouvernementales fut créé dans le but de mettre sur pied des efforts d'éradication de cette algue, par exemple, en pratiquant des injections de chlore sous des bâches ancrées au substrat marin afin d'éradiquer l'espèce (Walters *et al.*, 2006). Ces efforts ont coûté pas moins de 3,7 milliards de dollars américains sur une période de cinq ans, et ont été un succès en ce qui concerne l'éradication de la caulerpa dans cette région (Lodge *et al.*, 2009). Malgré ce succès, les autorités américaines sont conscientes que sans des efforts continus et un budget annuel alloués à la prévention de l'introduction de cette algue, le risque d'introduction de celle-ci reste tout de même élevé. Comme autre outil de gestion, le département de l'agriculture américaine (USDA) a émis une injonction interdisant toute importation, exportation et transport de la caulerpa de souche méditerranéenne aux États-Unis. Le gouvernement californien a même rendu illégale toute possession de *C. taxifolia*, ainsi que neuf autres espèces de caulerpa susceptibles d'être envahissantes (Lodge *et al.*, 2009; Walters *et al.*, 2006). Ceci est un exemple où des gestionnaires, à la suite d'analyses de scénarios de méthode de gestion, ont choisis l'éradication d'une EEE plutôt que le contrôle comme moyen de gestion. Les bénéfices tirés d'une éradication furent plus importants pour ce cas d'introduction et la valeur coûts-bénéfices fut plus intéressante lorsque comparé à une autre méthode de gestion.

Dans certain cas, les gestionnaires vont privilégier la méthode de contrôle d'une EEE plutôt que son éradication. Dans ces cas, il est tout simplement impossible d'éradiquer l'EEE, ou les coûts associés à l'éradication sont trop importants pour une telle pratique (Leung *et al.*, 2002). Un cas intéressant de l'application de cette méthode de contrôle concerne la lamproie marine (*Petromyzon marina*) introduite dans les Grands Lacs via les eaux de ballast des navires marchands (Lodge *et al.*, 2009; Ricciardi, 2006). Le canal

Welland a permis, depuis sa construction il y a plus de 100 ans, la dispersion de la lamproie marine entre les chutes Niagara et les Grands Lacs. Les lamproies adultes parasitent les poissons de valeur commerciale en se fixant sur ceux-ci et se nourrissant de leur sang. Les espèces commerciales affectées sont, entre autres, la truite grise (*Salvelinus namaycush*) et le corégone (*Coregonus sp.*) et la biomasse des espèces ichthyologiques parasitées a subi un sérieux déclin (Lodge *et al.*, 2009). Les larves de lamproies se confinent dans les tributaires des Grands Lacs, où elles y résident pendant sept ans avant de se transformer en adulte et débiter leur cycle en tant que parasite. Les larves sont facilement identifiées et localisées, et sont sensibles au larvicide TFM (3-trifluorométhyl-4-nitrophenol) (Lodge *et al.*, 2009). Lorsque utilisé à bonne concentration, ce larvicide tue les larves de lamproies en ayant que peu d'effets sur les autres espèces ichthyologiques présentes dans les tributaires. Depuis 1956, le Canada et les États-Unis ont à eux deux dépensés plus de 15 millions de dollars américains annuellement en monitoring et en larvicide (Lodge *et al.*, 2009). Les populations de lamproies marines ont fortement diminuées, et les impacts causés aux pêcheries sont plutôt faibles. Toutefois, le contrôle des populations de lamproie ne doit pas s'arrêter, et des ressources doivent continuellement être allouées à cette méthode de gestion sinon les populations de lamproies risquent d'augmenter à nouveau. Les efforts de gestion dirigés sur les populations de lamproies constituent une gestion fructueuse via la méthode de contrôle. Les dépenses allouées au contrôle sont pour ce cas-ci justifiées et jugées plus efficace d'un point de vue coût-bénéfice que tout autre méthode de protection des Grands Lacs contre cette EEE (Lodge *et al.*, 2009).

Même si le type de gestion impliquant la méthode de prévention d'une introduction d'EEE ne soit que très peu utilisé en Amérique du Nord, ce type de méthode demeure un choix possible, et le plus souvent des moins coûteux. Des recherches ont démontré que les programmes de gestion impliquant le ralentissement de la dispersion d'une EEE pratiqué à l'échelle régionale est possible même si elle n'est pratiquée que temporairement (Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009). Un exemple courant de l'application de ce type de méthode peut s'observer aux frontières entre les différents pays. Par exemple, il est interdit

d'introduire d'un pays à l'autre la plupart des fruits, ainsi que les plantes, de la terre, etc. Toutefois, cette réglementation peut représenter certaines lacunes et difficultés dont son application. La plupart des organismes indésirables et pathogènes pouvant se retrouver dans les fruits et la terre par exemple, ne sont que très peu souvent détectés. De plus, les inspections des bagages dans les aéroports se font souvent de façon sporadique, et une grande majorité des organismes exotiques introduits « accidentellement » dans le pays sont relâchés dans l'environnement (Lodge *et al.*, 2009; Sharov, 2004). Ces lacunes et difficultés doivent aussi être considérées lors d'analyse de risques intégrée. Ainsi, malgré le fait qu'il existe des règlements dont les objectifs sont de contrer ou diminuer le risque d'introduction d'EEE via les eaux de ballast par exemple, il n'y a que très peu d'échantillonnages de ces eaux et des caissons de ballast afin de déterminer la présence possible d'EEE (Costello *et al.*, 2007). Ces méthodes de contrôles peuvent être très onéreuses et peuvent demander l'expertise de plusieurs spécialistes que ce soit des biologistes pour l'identification des larves, œufs, ou des spécialistes d'échantillonnages d'eau de ballaste par exemple. Dans certaines situations, il serait peut-être préférable d'appliquer une méthode de prévention afin de prévenir toute introduction possible. Par exemple, en ce qui concerne les transferts aquacoles, la méthode du traitement à la saumure des filières de moules avant leur transfert dans le but de prévenir l'introduction de la caprelle peut être une méthode efficace d'un point de vue coût-bénéfice, et selon différents critères déterminés a priori. Ainsi, malgré les coûts associés aux méthodes de contrôle, les bénéfices tirés de ce type de méthode de gestion dépasseront les coûts encourus par celle-ci. Les transferts pourront ainsi s'effectuer, et les activités économiques découlant de l'exploitation mytilicole pourront contribuer aux restes des activités économiques locales et régionales.

Lors du choix de la méthode de gestion, le chargé de projet par exemple, devra se demander s'il est raisonnable d'appliquer telle ou telle méthode selon l'évaluation des coûts encourus par cette dernière, et si cette méthode reste plus avantageuse comparée au choix de n'appliquer aucune méthode de gestion (Leung *et al.*, 2002; Keller *et al.*, 2007; Lodge *et*

al., 2009). Il a été démontré plus haut combien une introduction d'EEE peut être coûteuse, que ce soit selon les impacts occasionnés par son introduction, ou encore par les efforts de contrôle ou d'éradication de celle-ci. À ce moment, les responsables des activités de lutte contre les EEE, doivent être en mesure de répondre à plusieurs questions : Quels sont les coûts associés à la prévention versus le contrôle d'une EEE? Est-ce que les méthodes de contrôle et d'éradication sont les seules méthodes possibles? Existe-t-il d'autres alternatives telles que la prévention et des méthodes de contrôle plus agressives et moins coûteuses? Depuis quelques années, plusieurs études démontrent qu'il est essentiel de combiner les modélisations écologiques et économiques dans le but de mieux répondre aux orientations et objectifs des autorités, en plus d'aider à l'élaboration et la bonification des politiques et les règlements (Lodge *et al.*, 2009).

Selon Lodge *et al.* (2009), ce sont les valeurs humaines qui déterminent à la fois quel changement dans un écosystème est considéré comme possédant un impact négatif, et quels investissements et méthodes de gestion seraient les plus appropriés pour les protéger et les conserver. Les introductions ont toujours eu lieu et même avant l'arrivée de l'homme. Toutefois, le taux des échanges commerciaux à l'échelle mondiale, ainsi que la capacité des humains à atteindre des territoires non connectés entre eux, occasionne une augmentation des introductions et de la propagation d'EEE d'une ampleur plus élevée que le taux d'introduction dit « naturel » (Lodge *et al.*, 2009; Lodge & Shrader-Frechette, 2003). Les demandes d'exportations et d'importations de biens de consommations ne cessent d'augmenter à l'échelle mondiale. Conséquemment, les épisodes d'introductions et de propagation d'EEE suivent aussi cette tendance. Le comportement des consommateurs influencent aussi les taux d'introduction soit en permettant que ces taux continuent de s'accroître, ou bien en permettant leur contrôle (Lodge *et al.*, 2009).

Afin de mieux réagir et prévoir les événements d'introduction et de propagation d'EEE, il est important de bien comprendre les processus bioéconomiques communs aux introductions d'EEE. En connaissant les différents paramètres et étapes impliqués dans les

événements d'introduction, le choix des actions de lutte en sera plus facile et efficace, en plus d'avoir un taux de réussite possiblement plus élevé. On peut voir à la figure suivante (figure 7) une démonstration des différentes étapes d'une introduction biologique, ainsi que les options de gestion disponibles:

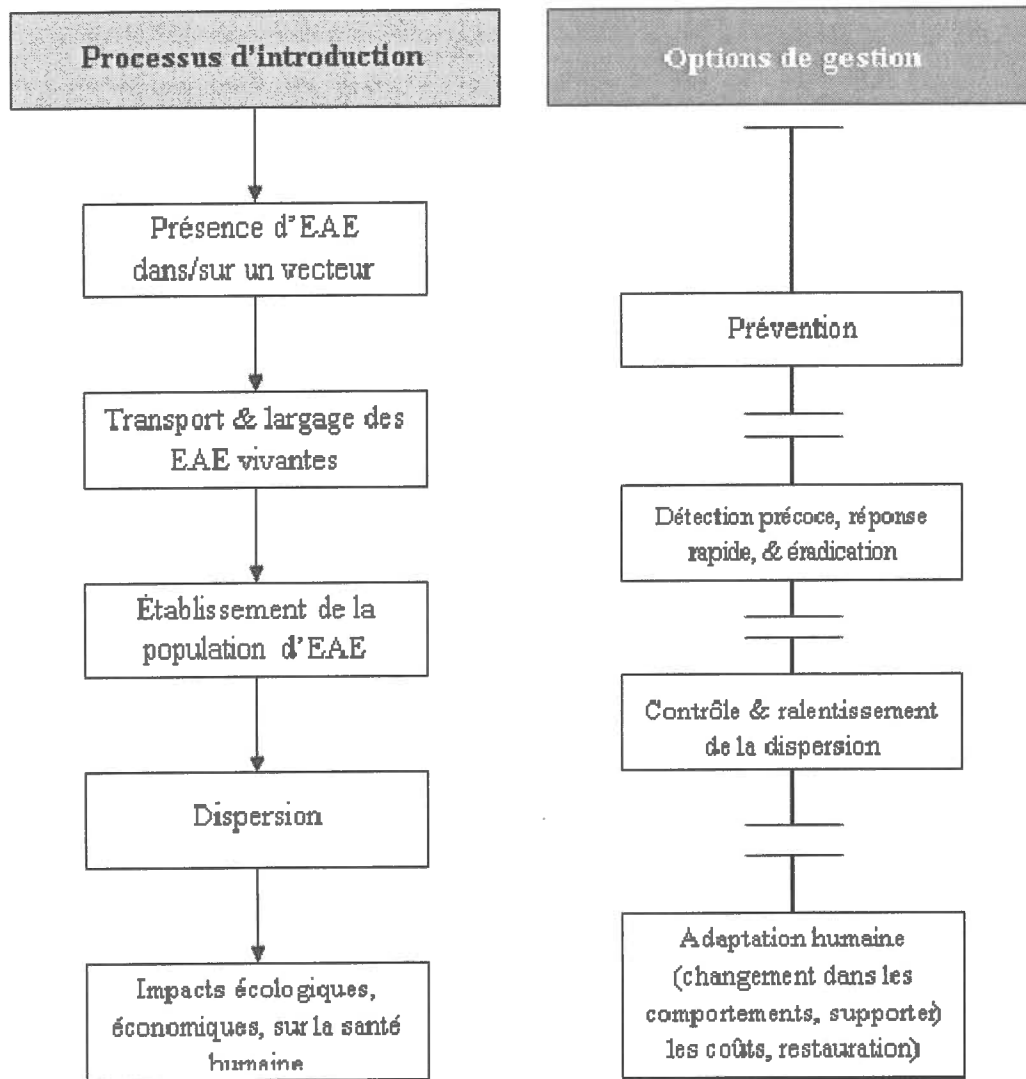


Figure 7: Étapes d'une introduction biologique et les options de gestions possibles selon l'étape d'introduction (tiré de Lodge *et al.*, 2009).

Il est plus aisé d'évaluer les méthodes de gestion les plus appropriées lorsque les processus et les différentes étapes d'une introduction d'EEE sont clairement identifiés. Ainsi, à la figure 7, on peut voir que plus on avance dans les étapes d'introduction, plus les possibilités de gestion diminuent. La prévention d'une introduction n'est possible qu'au tout début des processus d'introduction, avant même que l'EEE n'arrive dans un nouvel habitat, ou encore au point d'être introduite. Les méthodes d'éradication quant à elles dépendent de la rapidité de la convergence des techniques appropriée, des volontés politiques, ainsi que des ressources disponibles, quelles soient monétaires, scientifiques, matériel, humaines, d'expertises, etc. (Crocker & Tschirhart, 1992; Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009). Lorsqu'une EEE est bien établie, la méthode de l'éradication devient très coûteuse et parfois même impossible. Une fois les opportunités d'éradication dépassées, il ne reste que deux possibilités : le contrôle des populations d'EEE, ou l'adaptation des humains à la présence de cette EEE (Lodge *et al.*, 2009). Historiquement, et exception faite lorsque l'EEE menace la santé humaine ou encore, les espèces animales domestiques ou à valeurs commerciales et les espèces végétales exploitées, l'adaptation à la présence d'une EEE a souvent été préféré par les dirigeants, et ce, dans plusieurs situations à l'échelle planétaire. Toutefois, au cours de la dernière décennie, de plus en plus de ressources ont été mobilisées dans les recherches, les politiques et les méthodes de gestion des EEE que ce soit pour l'éradication, le contrôle, la prévention et même la sensibilisation du public (Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009).

Les processus d'introduction d'une EEE impliquent de façon implicite des processus biologiques et socioéconomiques. Il existe des boucles de rétroaction entre ces processus lors d'une introduction : les bénéfices économiques d'un échange commercial influence les introductions, et les introductions causent à leur tour des impacts économiques et biologiques négatifs. Les introductions d'EEE, en plus d'alimenter la perception négative chez les populations humaines, peuvent influencer à leur tour les initiatives politiques et de gestion des dirigeants. Ces influences peuvent viser la réduction d'échanges commerciaux (P. ex. : avec une région ou un produit précis), ou du moins, réduire les effets secondaires

négatifs de celles-ci (Dasgupta *et al.*, 2000; Lodge *et al.*, 2009). On peut aussi voir cette situation comme une boucle adaptative entre l'estimation, la perception, et la gestion du risque et qui influenceront l'estimation du risque selon différents scénarios (P. ex. : selon les valeurs monétaires et culturelles). Les facteurs limitant considérés lors d'analyses de risques peuvent être communs entre les domaines des sciences biologiques et économiques : ce sont des disciplines qui étudient les limites, c'est-à-dire qu'elles évaluent toutes deux des groupes ou des individus qui doivent faire face à des ressources limitées quelconques. Ces facteurs limitant, qu'ils soient biologiques ou économiques, dirigent les efforts de recherche de gestion (Shogren & Crocker, 1999, Lodge *et al.*, 2009). Selon certains chercheurs, il existerait un risque lorsque les paramètres des deux domaines ne sont pas pris en compte, en même temps, lors des analyses. Ce risque pourrait constituer une perception faussée du fonctionnement de chacun des systèmes (biologique et économique) et de leurs interactions, ce qui pourrait par la suite influencer négativement les prises de décisions face aux introductions d'EEE (Lodge *et al.*, 2009). L'idée derrière l'intégration des deux sciences dans les analyses est que les liens qui existent entre les deux systèmes créent une progression d'actions et de réactions naturelles et anthropogéniques, dans lesquelles une boucle de rétroactions émerge. Les perturbations d'un système déclenchent des répercussions dans l'autre système, et ces répercussions reviennent dans le système où les perturbations ont pris source (Shogren & Crocker, 1999; Dasgupta *et al.*, 2000; Lodge *et al.*, 2009).

Les impacts résultants de l'introduction d'une EEE sont de très bons exemples des influences et des liens qui existent entre les sciences biologiques et économiques. La propagation de ces espèces indésirables est fonction de la distribution actuelle et des tendances de distribution des populations d'EEE, de leurs interactions avec l'habitat hôte, des circonstances économiques qui sont sources d'introductions additionnelles d'individus, ainsi que de la qualité des habitats potentiellement envahis (Lodge *et al.*, 2009). D'un point de vue économique, les circonstances influençant les introductions d'EEE se composent, entre autres, du prix relatif d'un site alternatif d'un développement économique, et le



bien-être relatif des propriétaires fonciers au site impliqué dans l'introduction d'une EEE. Les sites qui seront moins favorisés par un développement économique, qui seront moins adaptés à un projet de développement économique par exemple, auront tendance à se faire étiqueter comme possédant un risque d'introduction moins élevés qu'un site où toutes les combinaisons à la réussite du projet sont réunies. De plus, les propriétaires fonciers bien nantis, peuvent aussi influencer positivement ou négativement le développement d'un projet économique, ce qui peut aussi influencer le risque d'introduction d'un site exempt d'EEE (Crocker & Tschirhart, 1992; Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009). On peut voir à la figure suivante les rétroactions entre les systèmes économiques et biologiques (voir figure 8) :

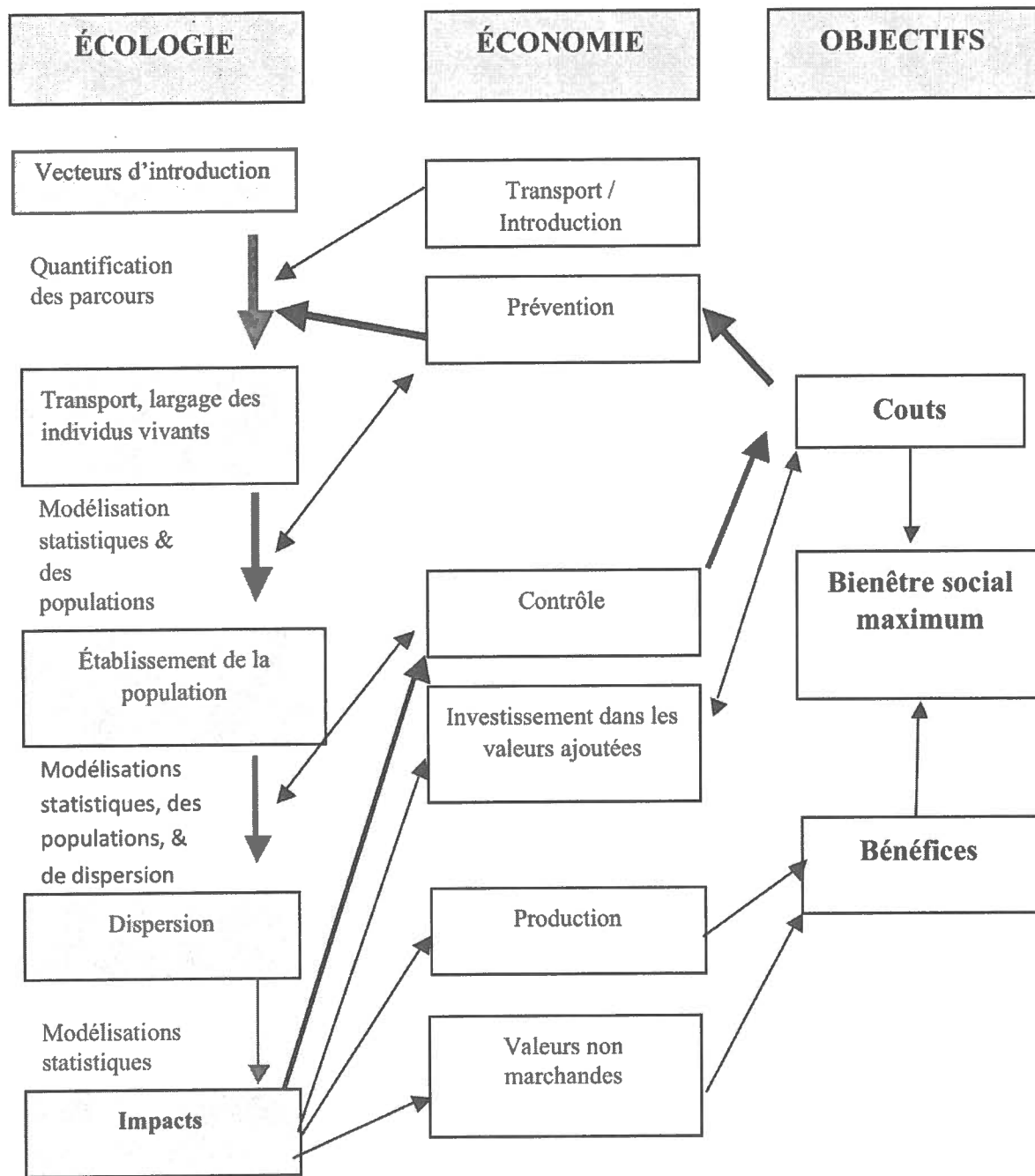


Figure 8: Rétroactions entre les processus bioécologiques et économiques (tiré de Lodge *et al.*, 2009).

Dans cette figure, les boitiers gris indiquent la variété d'outils utilisés dans le but de modéliser et de prédire les différentes étapes d'une introduction d'EEE. Les flèches épaisses indiquent quant à elles, les chemins possibles que peuvent prendre les boucles de rétroactions. Ces boucles représentent les différents impacts d'une introduction qui sont en mesure de provoquer des changements dans le comportement d'investissements des consommateurs. Ces changements de comportement ont pour but de diminuer les impacts subséquents aux introductions d'EEE. Les impacts d'une telle introduction s'expriment comme l'augmentation des coûts de contrôle de ces dernières. En réponse à ce changement de comportement, les dépenses dans les programmes de prévention augmentent ce qui réduit le nombre d'organismes introduits selon leurs vecteurs respectifs (Lodge *et al.*, 2009).

Ces interactions démontrent clairement qu'autant les paramètres écologiques qu'économiques détermineront et influenceront les processus d'introduction et la propagation des EEE. Dans le but de bien mener les analyses et les modélisations, il serait fortement souhaité de combiner les expertises des professionnels des sciences socioéconomiques et naturelles. Cette combinaison permettrait d'intégrer les indicateurs de succès et d'échecs selon différents scénarios de modélisation de gestion. L'intégration de différentes disciplines peut-être cruciale lorsqu'une nouvelle réglementation, proposée par un ministère par exemple, risque de déclencher une dispute politique nourrie par de fausses idées sur les coûts et bénéfices impliqués dans les systèmes sociaux et naturels (Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009). Toutefois, comme mentionnés dans Lodge *et al.* (2009), le défi à surmonter réside dans l'intégration des différents modèles, méthodologies et approches déjà appliqués dans la lutte aux EEE. Cette intégration est toutefois essentielle afin d'aider les chercheurs, les gestionnaires et les décideurs politiques à mieux comprendre et gérer le délicat équilibre qui existe entre, par exemple, les droits privés et les droits sociaux de la protection et de la conservation environnementale, des ressources naturelles et de l'exploitation durable de ces dernières. Une suggestion des mêmes auteurs serait de former une équipe de chercheurs composée d'économistes, d'écologistes, de

décideurs politiques, et de gestionnaires, et ce, dans le but d'élaborer un modèle d'estimation des échanges associés aux options politiques alternatives (Lodge *et al.*, 2009). De cette façon, en intégrant les différents processus inhérents aux différentes disciplines, il serait possible de porter l'attention sur les liens les plus importants et les plus sollicités entre les différents systèmes lors de la construction de ce modèle. Les différences et les similitudes entre tous les systèmes impliqués ou pouvant être affectés par la présence d'une EEE, pourront être abordées directement en forçant les chercheurs à construire et à lier les secteurs anthropiques et environnementaux du modèle. Ce modèle pourra alors fournir des conseils judicieux aux gestionnaires et décideurs confrontés à des choix pragmatiques lors des échanges nécessaires impliqués dans les processus de décisions et de législation politiques (Lodge *et al.*, 2009). Il faut, à ce moment, que les différents intervenants décident de collaborer et de s'entendre sur des actions pour le bien de l'environnement et de la société, et surtout, selon l'approche d'une gestion durable de cette problématique (Lodge *et al.*, 2009).

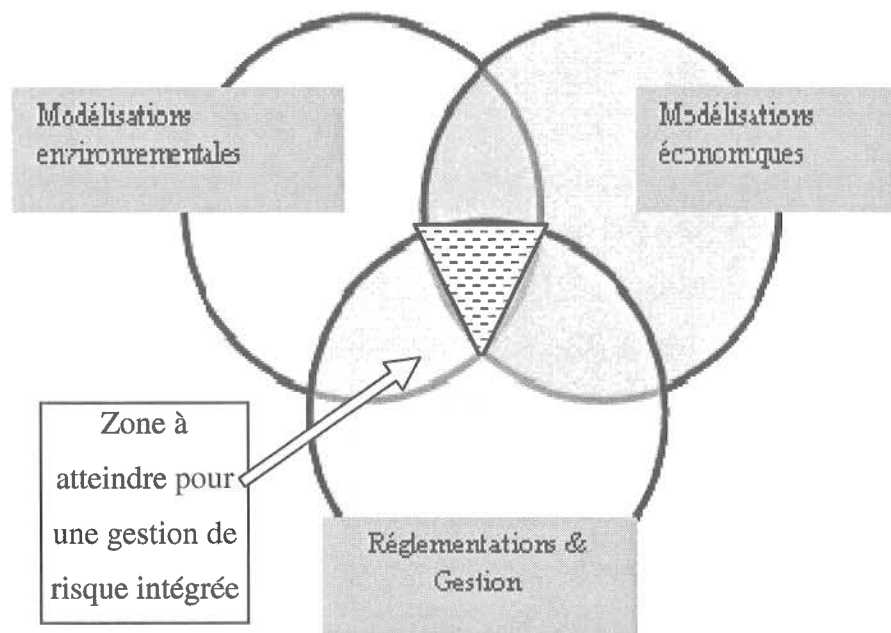
La modélisation impliquant les domaines économiques et environnementaux rendra possible la comparaison entre les résultats des différents scénarios de gestion selon que l'on considère ou non les flux réciproques entre les systèmes économiques et environnementaux (Keller *et al.*, 2007; Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009). Ces modèles intégrés peuvent devenir de puissants outils pouvant démontrer les différents liens qui existent entre ces systèmes. L'échec à démontrer les liens spécifiques existant entre les écosystèmes et les systèmes économiques peut mener à des méthodes de gestion inappropriées. L'intégration du domaine économique au domaine environnemental doit être perçue comme un paramètre essentiel dans les modèles de gestion du risque d'introduction d'une EEE. D'un point de vue législatif, le jumelage de ces domaines lors des analyses pourrait signifier une meilleure appréciation, ainsi qu'une meilleure acceptabilité sociale, des différentes approches alternatives qui surgiront lorsqu'il sera question de surmonter les défis lors de la gestion des EEE (Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009).

Par exemple, les accords internationaux sont des champs d'études importants où les boucles de rétroactions entre les systèmes économiques et biologiques sont examinées de très près et pris sérieusement en considération. Même s'il existe plus de 50 organismes internationaux et régionaux actifs aux États-Unis par exemple, très peu sont liés entre eux (Lodge *et al.*, 2009; Shine *et al.*, 2005). Il existe différents outils légaux à l'échelle régionale, nationale et internationale, que ce soit aux États-Unis ou au Canada, mais très peu sont arrimés entre eux, ce qui rend les processus de gestion du risque d'introduction et de propagation d'EEE parfois très difficile. Les réglementations impliquées dans la réduction du risque d'introduction d'EEE doivent, selon Lodge *et al.* (2009), minimiser les impacts sur les échanges commerciaux. Le plus difficile dans la démonstration du besoin de protéger les échanges dépend du pays, ou de la zone, importateur. Ce pays doit démontrer, via des analyses scientifiques, si les importations causeront vraisemblablement un risque d'introduction d'EEE ou non. Toutefois, dans la plupart des cas où le risque d'introduction d'une EEE est en cause dans les échanges internationaux, les jugements favorisent la plupart du temps en faveur du pays exportateur (Lodge *et al.*, 2009). Les pays et les régions doivent choisir entre ouvrir leurs frontières pour favoriser les investissements externes sur son territoire, et entre favoriser l'industrie nationale en fermant les frontières ou en mettant en place des obstacles aux importations, tels que le contrôle des eaux de ballast. Le jeu délicat de balancier qui se présente aux gestionnaires est de fournir des protections adéquates contre les introductions EEE sans toutefois ralentir le flux rapide et volumineux des échanges internationaux de biens de consommation (Lodge *et al.*, 2009; Jenkins, 2002).

Deux raisons sont proposées pour lesquelles il n'existerait que très peu de réponse de la part des politiques internationales quant à la menace d'introduction d'EEE (Lodge *et al.*, 2009 ; Lovell *et al.*, 2006). Premièrement, aux États-Unis par exemple, les coûts associés aux introductions d'EEE sont estimés à environ 120 milliards de dollars américains annuellement. Cette estimation serait plutôt incomplète et difficile à vérifier dû aux options de législation des différents vecteurs d'introduction et de propagation, en plus de très faibles réalisations d'analyses économiques rigoureuses (Lodge *et al.*, 2009; Lovell *et al.*,

2006). Deuxièmement, les réponses aux risques d'introduction par la réglementation visent à la fois la réduction de ces introductions et l'augmentation du bien-être des populations humaines. Par contre, ces réglementations peuvent aussi avoir un résultat contraire, c'est-à-dire diminuer le bien-être des populations humaines et causer des distorsions économiques imprévues, si les coûts surpassent les bénéfices. Les réglementations rationnelles dépendent d'une meilleure quantification et identification des externalités des échanges commerciaux perçues comme trois éléments importants : 1) le coût des dommages qui découle d'une introduction d'une EEE, 2) les vecteurs par lesquels les EEE sont introduites et propagées, et 3) le coût des réglementations alternatives (Lodge *et al.*, 2009; Lovell *et al.*, 2006).

Il est important, avant toute chose, de réaliser que l'évaluation de la totalité des bénéfices attendus ou des politiques de gestion, n'est pas chose facile et qu'il est nécessaire d'acquérir l'expertise de plusieurs professionnels et experts, dont entre autre, de biologistes, sociologues, statisticiens, mathématiciens et économistes. Selon Lodge *et al.* (2009), c'est seulement une fois que les expertises de tous ces différents professionnels seront intégrés aux modèles de gestion du risque d'introduction qu'il sera alors possible de répondre convenablement et de façon plus efficace aux questions des gestionnaires et des décideurs politiques (voir figure 9) :



**Figure 9: La gestion intégrée des risques : trois champs de recherches à considérer dans le but de mieux comprendre les introductions d'EEE, leurs impacts et leur rétroactions (Tiré de Lodge *et al.*, 2009).**

Comme nous l'avons vu précédemment, il est important de répondre à certaines questions afin que les différents intervenants et décideurs impliqués dans la gestion des EEE puissent choisir les méthodes de gestion les plus adéquates et efficaces à leur situation. Par exemple combien sommes-nous prêts à dépenser en prévention versus en contrôle pour une EEE qui n'est pas encore présente dans un secteur précis? Lorsque des espèces sont définies comme pouvant être néfastes à l'environnement et à l'économie, les possibles réponses sont en générales liées à la prévention d'une introduction, aux dommages causées par l'introduction de l'espèce en question, ou encore aux impacts possibles des l'EEE si aucune de ces deux mesures ne sont considérées (Crocker & Tschirhart, 1992; Lodge *et al.*, 2009). Faire le choix parmi ces mesures demande beaucoup de connaissances et de flexibilité. Il sera aussi probablement nécessaire de considérer

plusieurs méthodes de prévention et de gestion des EEE. Les réponses qui découlent des scénarios envisagés par les intervenants et décideurs demanderont une combinaison rigoureuse de modèles tant économiques qu'environnementaux (Lodge *et al.*, 2009).

Une autre question soulevée par Lodge *et al.* (2009) concerne les gestionnaires et les décideurs : ceux-ci devront se questionner sur le niveau de ressources disponibles et s'il est rationnel de dépenser à la gestion d'un vecteur d'introduction spécifique par rapport à un autre. Comme il l'a été démontré, la plupart des EEE ont été introduites dans de nouveaux écosystèmes selon plusieurs types de vecteurs. Les gestionnaires et les décideurs doivent garder en tête qu'il existe une multitude de voies d'entrées par lesquelles les EEE peuvent s'introduire et se propager. Dans le but de réduire le risque d'une nouvelle introduction, il est important de considérer cette notion lors du choix de la méthode de gestion (Jenkins, 2002; Lodge *et al.*, 2009). Encore une fois, afin de déterminer les coûts appropriés à la gestion d'un vecteur d'une EEE, il est nécessaire d'acquérir des connaissances sur la valeur totale que constitue le type du vecteur, entre autre le domaine économique dont il fait partie, comme les transports maritimes par exemple, sur les coûts qu'une restriction causera, et sur le degré de réduction du risque d'une nouvelle introduction une fois que les mesures seront appliquées et selon l'importance des autres vecteurs d'introduction possible de l'espèce (Jenkins, 2002; Lodge *et al.*, 2009). Une évaluation des impacts écologiques et économiques selon chaque vecteur d'introduction de l'espèce, ainsi que l'analyse de différents scénarios couvrant les différentes mesures de gestion sont tout aussi essentielles à une gestion rigoureuse, et ceci, dans le but d'identifier l'approche optimale à la gestion d'une EEE. Il est important d'intégrer les différentes disciplines mentionnées plus haut, et pourquoi ne pas en intégrer encore plus? Par exemple, il serait tout aussi intéressant d'intégrer des données sur la gestion durable, le développement régional, le tourisme, le transport maritime, les activités de pêche sportives et récréatives, la valeur des propriétés riveraines, les services rendus par les écosystèmes, etc. dans les analyses de risques et de gestion des EEE (Keller *et al.*, 2007; Leung *et al.*, 2002; Lodge *et al.*, 2009; Lovell *et al.*, 2006).



## CHAPITRE 4

### PISTES POUR DE NOUVELLES RECHERCHES

Il est maintenant clair, avec ce qui a été présenté aux précédents chapitres, que les EEE présentent de réelles menaces autant pour la biodiversité et les écosystèmes, que pour plusieurs domaines socioéconomiques tels les activités de pêche sportives et commerciales, et le récréotourisme. Il a aussi été démontré que les introductions et la propagation d'EEE peuvent être favorisées par des vecteurs naturels et anthropiques. Toutefois, les vecteurs anthropiques augmenteraient la vitesse à laquelle les événements d'introduction et de propagation se produisent, et favoriseraient l'atteinte de territoires sans connectivités directes entre eux. Certaines activités anthropiques sont déjà reconnues comme étant des vecteurs importants d'introduction et de propagation d'EEE, tel que le transport maritime. D'autres activités anthropiques, telles les activités de pêche commerciale et sportive sont considérées comme des vecteurs d'introduction et de propagations d'EEE, en plus de subir les impacts directs de ces introductions. Avec l'augmentation des demandes et des échanges internationaux, de l'efficacité et de la rapidité des moyens de transports maritimes, et de la surextraction des ressources marines et aquatiques, les pressions exercées sur les écosystèmes aquatiques et marins sont tout aussi en augmentation constante.

Malheureusement, tel que mentionné précédemment, certaines de ces activités économiques, vont directement en subir les conséquences. En effet, l'introduction d'EEE résulte en une diminution de la biodiversité pouvant notamment affecter les activités de pêche commerciales et sportives, les exploitations aquacoles, et le domaine du tourisme. Ces activités sont fortement représentées dans le secteur économique de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine par exemple. De plus, les changements climatiques permettront probablement à certaines EEE de survivre et de s'établir dans des milieux qui auparavant

n'étaient pas adéquats pour elles. Les risques d'introduction d'EEE en milieux côtiers sont bien réels, et on doit s'attendre à ce que ces introductions soient plus fréquentes et importantes avec le temps. Il serait souhaitable, voir nécessaire, d'intervenir et de mieux encadrer sur les activités humaines identifiées comme des vecteurs d'introduction potentiels ou vérifiés d'introduction d'EEE. De plus, il existe différents outils d'analyses des risques efficaces, flexibles et faciles d'utilisation et qui pourraient être adaptés à la gestion des risques d'introduction d'EEE.

Les différentes méthodes présentées dans ce document, ne le sont qu'à titre indicatif. Plusieurs de ces approches nécessitent une multitude d'informations, sur une grande variété de sujets, et demande la collaboration de plusieurs experts et professionnelles, tels des biologistes, de analystes, mais aussi des juristes, des économistes, et des sociologues. Par exemple, il existe un manque d'informations et de données sur les vecteurs à l'échelle mondiale. Il serait donc nécessaire d'acquérir beaucoup plus de connaissances sur les différents vecteurs d'EEE, sur les taux de contamination, sur les taux de colonisation des différents sites sources d'EEE visités par les vecteurs, etc. Sans ces informations, qui permettraient notamment de pondérer les vecteurs, même les outils de gestion et de modélisation les plus efficaces ne pourront permettre d'évaluer adéquatement le risque d'introduction et de donner les résultats escomptés. Il serait donc nécessaire de prévoir des campagnes d'échantillonnages et de sondages sur le terrain, selon une approche spatiotemporelle. Il serait aussi intéressant que les intervenants puissent avoir accès à des banques de données interactives portant sur des informations essentielles à la modélisation des vecteurs d'introduction d'EEE. Les caractéristiques environnementales des écosystèmes où l'on retrouve une EEE ainsi que les coordonnées géographiques des observations d'EEE sont des informations importantes qui pourraient se retrouver dans une telle banque de données. Celles-ci pourraient être mise en ligne et être ainsi accessibles aux gestionnaires. Il serait donc nécessaire que des ressources financières et humaines soient attribuées à des études de terrains, que ce soit pour l'échantillonnage des vecteurs, pour la caractérisation environnementale des régions sources et hôtes, ou encore pour des entrevues

et sondages auprès des acteurs du milieu dans les vecteurs identifiés ou pouvant être impactés par la présence d'EEE. L'acquisition de ces données permettrait ainsi de pondérer chaque vecteur et paramètre afin d'en tirer les informations nécessaires à la gestion d'EEE.

Il est tout aussi souhaitable que des programmes de gestion qui impliquent une collaboration entre les différents organismes et instances concernées dans la gestion et l'exploitation durable des ressources marines soient mis en place. On obtiendrait ainsi une meilleure compréhension de la dynamique complexe de la dispersion et de l'introduction d'une EEE et de toutes les répercussions pouvant s'y rattacher. De plus, cette collaboration pourrait conduire à un partage souhaitable des responsabilités, des coûts et des moyens d'actions à mettre en œuvre.

En plus d'intégrer plusieurs paramètres environnementaux, biologiques, écologiques, d'employer des outils de modélisation utilisés dans d'autres domaines (médecine virale, dispersion particulaire, etc.), l'intégration de paramètres socioéconomiques aux analyses de gestion du risque d'introduction d'EEE serait tout aussi pertinent. Les analyses bioéconomiques pourront ainsi aider les gestionnaires et les décideurs à choisir entre les solutions les plus adaptées au cas à l'étude, que ce soit selon les ressources disponibles, la perception du public face aux EEE elles-mêmes mais aussi face aux méthodes de gestion de ces EEE.

Comme beaucoup de milieux insulaires, les Îles-de-la-Madeleine présentent des particularités entre autres aux niveaux de sa position géographique, de sa biodiversité et de ses habitats aquatiques, mais aussi par ses activités socioéconomiques, ses méthodes de gestions, et de par sa culture. Il a aussi été évoqué que vu l'importance de l'industrie maricole aux Îles-de-la-Madeleine, et ce qu'elle implique en retombées économiques, une telle gestion intégrée, combinant le domaine environnemental et socioéconomique, des paramètres bioéconomiques, serait efficace et souhaitable. Les analyses de risques seraient beaucoup plus complètes, précises et actualisées. L'intégration de ces paramètres d'analyses bioéconomiques aiderait à mieux comprendre tous les enjeux et les boucles de

rétroaction impliqués dans une telle gestion. De plus, les résultats obtenus seraient plus précis, et les décisions dans les choix des méthodes de gestion, de plans d'action et de stratégie seront beaucoup plus adaptées et assurés. Les intervenants et les décideurs auraient une vue d'ensemble des différents choix et possibilités d'une gestion intégrée des EEE. Ils seront ainsi en mesure de faire un choix éclairé sur les méthodes préconisées et prévoir celles à venir.

Toutefois, dans l'attente que toutes les données nécessaires aux analyses intégrées du risque soient disponibles, certaines approches alternatives peuvent être considérés par les intervenants. Le principe de précaution en est un exemple. Le principe de précaution est reconnu comme une méthode de gestion efficace lorsque l'on est confronté à un manque d'informations que ce soit par exemple sur la possibilité qu'une EEE ciblée puissent être introduite, qu'elle puisse survivre et s'établir dans un nouvel habitat, l'intensité des impacts sur les écosystèmes et différentes activités socio-économiques de cette EEE, ou encore, s'il est possible ou non de l'éradiquer (Perrings, 2002). Par définition, le principe de précaution se veut une approche où des interventions sont réalisées avant que des preuves d'impacts ne soient validées (Perrings, 2002). Dans la Déclaration de la Troisième Conférence Ministérielle sur la Mer du Nord, l'approche de précaution en matière de pollution marine est définie comme étant toutes actions permettant d'éviter les impacts négatifs résultants d'émissions de substances persistantes, toxiques ou pouvant être bioaccumulées par des organismes, et ce, même en l'absence de preuves scientifiques qui démontrent les liens de causes à effets lors d'émissions de ces substances (Haigh, 1993). Costanza *et al.* (1998), démontrent que l'approche de précaution est respectée lorsque, par exemple, des décideurs ou des dirigeants sont identifiés comme étant les responsables de la gestion des EEE ou des impacts de ces dernières. Par exemple, lorsqu'une autorité gouvernementale est responsable de la conservation et de la protection d'écosystèmes, ou d'espèces fauniques et végétales, de la sécurité publique, ou d'activités et de vecteurs reconnus comme sources potentielles d'introduction et de propagation d'EEE. Ainsi, les dirigeants ou décideurs préconiseront ce principe dans le but de prévenir, ou du moins, minimiser les impacts et les coûts associés à

la gestion d'EEE. Perrings *et al.* (2000) recommandent que dans le cas des EEE le respect du principe de précaution doit impliquer l'adoption de méthodes de contrôle claires et efficaces, tel qu'une garantie d'assurance environnementale. Les mêmes auteurs mentionnent que ce type de garantie doit comporter deux principales fonctions : la première étant de permettre la création d'un fond de soutien de lutte contre les EEE, dont les risques ne peuvent être couverts par des assurances liées à des activités commerciales, et deuxièmement, de transférer la responsabilité des impacts des activités reconnues comme vecteurs d'introduction, d'établissement et de propagation réels et potentiels d'EEE, aux autorités dirigeantes de ces vecteurs (Perrings *et al.*, 2000). Par exemple, selon ce qu'avance Perrings *et al.* (2000), un armateur pourrait être identifié comme le responsable de la propagation d'EEE par sa flotte maritime, et devra se soucrire à des modalités respectant les conditions d'un fond de soutien créé pour permettre de mieux lutter contre les EEE. Cette approche est aussi nommée dans la littérature comme étant le principe du « pollueur-payeur » (Perrings *et al.*, 2000; Perrings, 2002).

L'établissement d'une EEE peut aussi être influencé par l'état de santé et la qualité de l'habitat dans lequel il est introduit. Leur établissement peut ainsi être favorisé par la pollution qui détériore la qualité de l'écosystème (Perrings, 2002). Par exemple, un écosystème dont on a modifié considérablement la structure au delà de la possibilité de résilience, peut favoriser l'établissement des EEE. Ainsi, un empiètement dans un écosystème pour la construction d'une route, ou le rejet de polluants agricoles dans les cours d'eau, pourrait favoriser l'établissement d'EEE. Ces dernières pourraient occuper des niches écologiques rendues disponibles par les modifications des écosystèmes, ou encore par une utilisation ou une exploitation abusive des habitats et des organismes qui en dépendent (Perrings, 2002). Il sera alors important de respecter certaines directives qui permettront de garder en santé les différents écosystèmes ce qui bénéficiera à plusieurs activités socio-économiques qui en bénéficient.

En identifiant et en priorisant les vecteurs anthropiques responsables, ou potentiellement responsables, d'introduction et de propagation d'EEE, il sera alors aussi possible d'identifier les autorités responsables de ces vecteurs. Ces autorités peuvent être par exemple des municipalités, ou des ministères provinciaux et fédéraux, qui pourraient par exemple exiger des garanties, que ce soit par l'entremise de certifications de produits sans EEE ou d'activités qui ne favorisent pas l'introduction, la propagation et l'établissement d'EEE. Une bonification de la réglementation déjà existante, ou la création de nouvelles, pourrait aussi être envisagé pour mieux encadrer les activités susceptibles ou reconnues comme vecteurs d'introduction d'EEE, par exemple, en listant des espèces interdites sur son territoire. Des accords et des ententes bi- ou multilatérales devraient aussi être favorisés afin de prévenir la propagation d'EEE entre différentes juridictions.

Les recommandations de Perrings et al. (2000) rejoignent aussi l'approche du « pollueur-payeur » mentionnée précédemment, et leurs recommandations peuvent être appliqué autant à l'échelle internationale que locale. Par exemple, des autorités de différents paliers gouvernementaux peuvent exiger la présence d'instruments de décontamination des eaux de ballast installés à même les navires pour avoir la permission d'accéder à la voie navigable sous leur juridiction. Les autorités d'une municipalité ou d'une juridiction pourraient aussi exiger le nettoyage obligatoire des équipements de pêches et d'aquacultures avant leur transfert dans de nouvelles zones d'exploitation et selon des directives précises. Les autorités peuvent aussi exiger le nettoyage de toutes embarcations et d'équipements utilisés dans les activités de plaisances et de pêche sportive sur leur territoire, ou encore exiger un fond de soutien pour la recherche et le développement, ainsi que l'application de nouvelles techniques agricoles moins polluantes pour les écosystèmes. Toutefois, les autorités responsables doivent aussi produire et diffuser des documents d'informations nécessaires dans le but de rejoindre tous les intervenants et le public en général, de favoriser et d'encourager l'application des ces directives, ainsi que de standardiser les méthodes préconisées par ces autorités. Par exemple, des guides de bonnes pratiques de nettoyages, ou des protocoles de décontamination d'équipements aquacoles

permettront autant à la protection des écosystèmes contre les EEE que de faire des économies sur les interventions d'éradication et de contrôle de ces espèces, tout en assurant la pérennité des activités qui dépendent de ces écosystèmes.

Les habitudes des consommateurs peuvent aussi influencer le risque d'introduction, de propagation et d'établissement d'EEE dans de nouveaux écosystèmes (Perrings, 2002). Tel que mentionné précédemment, la plupart du temps, une fois établie, les EEE auront des impacts récurrents, chroniques et même irréversibles sur une zone étendue, en plus d'impliquer plusieurs juridictions (Perrings, 2002). D'un point de vue économique, les impacts liés aux EEE sont généralement le résultat d'effets externes de transactions de marché, et les coûts liés aux EEE sont souvent sous estimés ou mal évalués par les experts (Perrings, 2002). Ces effets externes peuvent par exemple être liés aux habitudes de consommation des populations qui demandent des biens et des ressources naturelles venant de régions et juridictions externes. Ces effets externes peuvent donc favoriser l'introduction et la propagation d'EEE d'un pays exportateur vers un pays importateur par exemple (Perrings, 2002). Perrings (2002) considère les écosystèmes, les services rendus par ceux-ci et la biodiversité comme étant des biens et des services publics. De plus, la protection de leur intégrité et de leur qualité, favoriserait leur exploitation de façon durable tout en les préservant des coûts associés à la lutte aux EEE. Toujours selon Perrings (2002), l'ampleur des impacts liés aux EEE est totalement ignorée par la grande majorité des consommateurs, ainsi que par les acteurs responsables de la gestion des vecteurs d'introduction, d'établissement et de propagation de celles-ci. Dans ce cas ci, les acteurs responsables peuvent être par exemple, tous décideurs ou autorités qui n'émettent pas ou n'exigent pas des directives claires dans le but de prévenir l'introduction ou la propagation d'EEE et ainsi permettre de lutter efficacement contre les EEE (Perrings, 2002). Il serait alors pertinent de mettre en œuvre des campagnes de communication, ainsi que des activités de sensibilisation sur les risques d'introduction d'EEE afin d'informer la population et les différents intervenants sur les risques d'introduction et de propagation d'EEE découlant de leurs activités. De plus, il serait tout à fait judicieux d'informer les consommateurs sur les

meilleurs choix de consommation à faire selon le risque d'introduction d'EEE qui pourraient s'en suivre.

En conclusion, tant que les acteurs responsables des vecteurs d'introduction, d'établissement et de propagation des EEE ne seront pas impliqués dans les coûts de gestion des EEE, les juridictions aux prises avec ces espèces indésirables devront subvenir seules aux dépenses liés à ces espèces, en plus de devoir subir les impacts des EEE et vivre avec les pertes économiques liés à ceux-ci (Perrings, 2002). Même si les principaux coûts et bénéfices des interventions de lutte aux EEE sont perçus à une échelle locale, les introductions biologiques impliquent généralement plus d'une juridiction. Les décisions et les actions d'une juridiction influencent donc le bien-être de plusieurs autres juridictions (Perrings, 2002). En l'absence d'accords bilatéraux ou multilatéraux, les ressources financières allouées à la lutte aux EEE tomberont sous la responsabilité de la juridiction au prise avec l'EEE, et la source du problème ne sera jamais corrigée (Perrings, 2002).



## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACDPR (Aquaculture Collaborative Research Development Program), 2006, Prince Edward Island Invasive Species Research and Management Strategy Workshop, Howard Johnson Dutch Inn, Cornwall, PEI, Final Report, ACRDP Workshop No. F4758-060001, 228p.
- ACIA (Agence Canadienne d'Inspection des Aliments), 2012, Septicémie Hémorragique Virale (SHV), Accessible en ligne : <http://www.inspection.gc.ca/animaux/animaux-aquatiques/maladies/declarables/shv/fra/1327208906158/1327209371030>. Page Web visitée le 10 décembre 2014.
- ANDERSON ECONOMIC GROUP LLC, 2012, The Costs of Aquatic Species to Great Lakes States, Accessible en ligne: [http://www.aquaticnuisance.org/wordpress/wp-content/uploads/2010/06/The\\_Costs\\_of\\_Aquatic\\_Invasive\\_Species\\_Nature\\_Conservancy\\_2012.pdf](http://www.aquaticnuisance.org/wordpress/wp-content/uploads/2010/06/The_Costs_of_Aquatic_Invasive_Species_Nature_Conservancy_2012.pdf), page Web visitée le 6 avril 2014.
- ASHTON, G.V., K.J. WILLIS, E.J. COOK & M. BURROWS, 2007, Distribution of the Introduced Amphipod, *Caprella mutica* Schurin, 1935 (Amphipoda: Caprellida: Caprellidae) on the West Coast of Scotland and a Review of its Global Distribution, *Hydrobiologia*, vol.590: 31-41.
- BERNIER, R.Y., A. LOCKE & J.M. HANSON, 2009, Lobsters and Crabs as Potential Vectors for Tunicate Dispersal in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada, *Aquatic Invasion*, Vol. 4: 105-110.
- BOURQUE, D., J. DAVIDSON, N.G. MacNAIR, G. ARSENAULT, A.R. LeBLANC, T. LANDRY & G. MIRON, 2007, Reproduction and Early Life History of an Invasive Ascidian *Styela clava* Herdamm in Prince Edward Island, Canada, *Jour. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 342: 78-84.
- BRANCH, G.M. & C.N. STEFFANI, 2004, Can We Predict the Effects of Alien Species? A case-History of the Invasion of South Africa by *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck), *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol.300: 189-215.
- BRICKMAN, D., 2006, Risk Assessment Model for Dispersion of Ballast Water Organisms in Shelf Seas, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol.63: 2748-2759.

- BRÜNDL, M., H. E. ROMANG, N. BISCHOF and C.M. RHEINBERGER, 2009, The risk Concept and its Application in Natural Hazard Risk Management in Switzerland, Nat. Hazards Earth Syst. Sci., Vol. 9: 801-813.
- BUREAU DU VÉRIFICATEUR GÉNÉRAL DU CANADA, 2008, Le Point, Rapport du Commissaire à l'Environnement et au Développement Durable à la Chambre des Communes, Écosystèmes, Chapitre 6 : Le Contrôle des Espèces Aquatiques Envahissantes, Bureau du Vérificateur Général du Canada, Ottawa, 38 p. Accessible en ligne: [http://www.oag.bvg.gc.ca/internet/Français/parl\\_cesd\\_200803\\_06\\_f\\_30132.html](http://www.oag.bvg.gc.ca/internet/Français/parl_cesd_200803_06_f_30132.html). Page Web consulté le 20 mars 2014.
- CALCINAI, B., G. BAVESTRELLO & C. CERRANO, 2004, Dispersal and Association of Two Alien Species in the Indonesian Coral Reefs: the Octocoral *Carijoa riisei* and the Demosponge *Desmapsamma anchorata*, J. Mar. Biol. Ass. U.K., Vol.84: 937-941.
- CARLTON, J.T., 1985, Transoceanic and Interoceanic Dispersal of Coastal Marine Organisms: the Biology of Ballast Water, Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., Vol.23: 313-371.
- CARLTON J.T., & J.B. GELLER, 1993, Ecological Roulette: the Global Transport of Nonindigenous Marine Organismes, Science, Vol. 261: 78-82.
- CE (COMMISSION EUROPÉENNE), 2013, Science for Environment Policy, Thematic issue: Invasive Alien Species, Vol.41, p.16.
- CHEVARIE, L. & B. MYRAND, 2007, Programmes de Recherche-développement en Myiculture aux Îles-de-la-Madeleine (Programme MIM) 2004, publications de la Direction de l'innovation et des technologies, MAPAQ, 54 p.
- CLARKE, C.L. & T.W. THERRIAULT, 2007, Biological Synopsis of the Invasive Tunicate *Styela clava* (Herdman 1881), Canadian manuscript report of Fisheries and Aquatic Sciences 2807, 31 p.
- COHEN, A.N., & J.T. CARLTON, 1995, Nonindigenous Aquatic Species in a United States Estuary: A Case Study of the Biological Invasions of the San Francisco Bay and Delta, Report to the US Fish and Wildlife Service, Washington, DC, and Connecticut Sea Grant, NOAA, 251 p. Accessible en ligne: <http://icb.oxfordjournals.org/cgi/reprint/37/6/621>, page Web consultée le 13 janvier 2009.
- COHEN, A.N., & J.T. CARLTON, 1998, Accelerating Invasion Rate in a Highly Invaded Estuary, Science, Vol. 279: 555-558.

- COOK, E.J., M. JAHNKE, F. KERCKHOF, D. MINCHIN, M. FAASSE, K. BOOS & G. ASHTON, 2007, European Expansion of the Introduced Amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935, *Aquatic Invasions*, Vol.2: 411-421.
- COSTANZA R., F. ANDRADE, P. ANTUNES, M. VAN DEN BELT, D. BOERSMA, D. BOESCH, F. CATARINO, S. HANNA, K. LINBURG, B. LOW, M. MOLITOR, J. G. PERREIRA, S. RAYNER, R. SANTOS, J. WILSON AND M. YOUNG, 1998, Principles for Sustainable Governance of the Oceans, *Scien* 281 : 198-199.
- COSTELLO, C., J.M. DRAKE & D.M. LODGE, 2007, Evaluating the Effectiveness of an Environmental Policy: Ballast Water Exchange and Invasive Species in the North American Great Lakes, *Ecol. Appl.*, Vol. 17: 655-662.
- COUTURE, J. -Y. & N. SIMARD, 2007, Évaluation Préliminaire des Risques Potentiels d'Introduction d'Espèces Non Indigènes dans les Eaux de la Côte Est Canadienne par l'Intermédiaire des Caissons de Prise d'Eau de Mer des Navires, *Rapp. Manus. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 2824: vi + 33 p.
- CROCKER. T. & J. TSCHIRHART, 1992, Ecosystems, Externalities and Economics, *Enviro. Resour. Econo.* Vol. 2: 551-567.
- CSS (Center for security studies), 2011, Analyses des Risques et des Dangers et Protection de la Population, une Étude sur les Travaux en Cours dans les Cantons, ETH Zürich, 45p.
- DASGUPTA, P., S. LEVIN & J. LUBCHENCO, 2000, Economic Pathways to Ecological Sustainability, *BioScience*, Vol.50: 339-345.
- DIDHAM, R.K., J.M. TYLIANAKIS, M.A. HUTCHISON, R.M. EWERS, & N.J. GEMMELL, 2005, Are Invasive Species the Drivers of Ecological Change?, *Trends Ecol. Evol.*, Vol. 20: 470-474.
- DUNSTAN, P.K., & N.J. BAX, 2008, Management of an Invasive Marine Species: Defining and Testing the Effectiveness of Ballast-Water Management Options Using Management Strategy Evaluation, *ICES J. Mar. Sci.*, Vol.65: 841-850.
- ELDREDGE, L.G., 1992, Unwanted Strangers: an Overview of Animals Introduced to Pacific Islands, *Pac. Sci.*, Vol. 46: 384-386.
- FRÉSARD, M., 2008, Analyse Économique du Contrôle d'une Invasion Biologique. Modélisation Théorique et Application à la Pêcherie de Coquille Saint-Jacques

de la Baie de Saint-Brieuc Envahie par la Crépidule, Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 152 p.

- GLOWKA, L., F. BURHENNE-GUILMIN, H. SYNGE, J.A. McNEELY, & L. GÜNDLING, 1994, A Guide to the Convention on Biological Diversity, Gland (Suisse) : International Union for the Conservation of Nature (IUCN), Document d'information sur la politique et le droit relatifs à l'environnement, No 30, 165 p.
- GOLLASCH, S., 2006, Overview on Introduced Aquatic Species in European Navigational and Adjacent Waters. Helgol. Mar. Res., Vol.60: 84-89.
- HAIGH, N., 1993, The Precautionary Principle in British Environmental Policy, In : O'Riordan, T., J., CAMERON., The Precautionary Principle in Environmental Policy, Cameron and May, London, pp. 229-251
- HÄNFLING, B., G.R. CARVALHO & R. BRANDL, 2002, mt-DNA Sequences and Possible Invasion Pathways of the Chinese Mitten Crab, Marine Ecology-Progress Series, Vol. 238: 307-310.
- HERBORG, L. M., C. L. JERDE, D. M. LODGE, G.M. RUIZ & H. J. MacISAAC, 2007, Predicting Invasion Risk Using Measures of Introduction Effort and Environmental Niche Models, Ecol. Appl., Vol.17: 663-674.
- HEWITT, C.L., M.L. CAMPBELL, R.E. TRESHER, R.B. MARTIN, S. BOYD, B.F. COHEN, D.R. CURRIE, M.F. GOMON, M.J. KEOUGH, J.A. LEWIS, M.M. LOCKETT, N. MAYS, M.A. McARTHUR, T.D. O'HARA, G.C.B. POORE, D.J. ROSS, M.J. STOREY, J.E. WATSON & R.S. WILSON, 2004, Introduced and Cryptogenic Species in Port Phillip Bay, Victoria, Australia, Mar. Biol., Vol.144: 183-202.
- HILL, J. E., 2009, Risk Analysis for Non-Native Species in Aquaculture, SRAC Publication, No 4304, p.4
- IMO, 2014, International Maritime Organization, Accessible en ligne: <http://www.imo.org/Pages/home.aspx>, page Web visité le 18 février 2014.
- JENKINS, P.T., 2002, Paying for protection from invasive species, Iss. Sci. & Tech., Vol.19: 67-72.
- KELLER, R.P., D.M. LODGE & D.C. FINOFF, 2007, Risk Assessment for Invasive Species Produces Net bioeconomic Benefits, Proceed, Nation. Acad. Sci. USA, Vol. 104: 203-207.

- LAMBERT, C.C. & G. LAMBERT, 1998, Non-Indigenous Ascidiens in Southern California Harbors and Marinas, *Mar. Biol.* Vol.130: 675-688.
- LAMBERT C.C. & G. LAMBERT, 2003, Persistence and Differential Distribution of Nonindigenous Ascidiens in Harbors of the Southern California Bight, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol.259: 145-161.
- LANDRY, J., 2009, Caractérisation du Trafic Maritime aux Îles-de-la-Madeleine, Volet 1. pp.5-32, dans Mise en Place du Plan d'Action sur les Espèces Envahissantes Aquatiques aux Îles-de-la-Madeleine, Projet de Partenariat sur les Espèces Exotiques Envahissantes, Rapport Final, 164 p.
- LEUNG, B., D.M. LODGE, D. FINOFF, J.F. SHOGREN, M.A. LEWIS & G. LAMBERTI, 2002, An Ounce of Prevention or a Pound of Cure: Bioeconomic Risk Analysis of Invasive Species, *Proceed. Royal Soc. London Series B Biol. Sci.* Vol. 269: pp.2407-2413.
- LEVINE, J.M. & C.M. D'ANTONIO, 2003, Forecasting Biological Invasions with Increasing International Trade, *Cons. Biol.* Vol.17: pp.322-326.
- LIU, Y, U. R. SUMAILA & J. P. VOLPE, 2011, Impacts Écologiques et Économiques Potentiels des poux de Mer du Saumon d'Élevages sur la Pêche du Saumon Sauvage, *Ecological Economics*, Vol.70 (10), p.1746-1755.
- LOCKE, A., J.M. HANSON, K.M. ELLIS, J. THOMPSON & R. ROCHETTE, 2007, Invasion of the Southern Gulf of St. Lawrence by the Clubbed Tunicate (*Styela clava* Herdman): Potential Mechanisms for the Invasions of the Prince Edward Island Estuaries, *J. Exp. Mar. Biol. & Ecol.*, Vol. 342: 69-77.
- LODGE, D.M., M.A. LEWIS, J.F. SHOGREN & R.P. KELLER, 2009, Introduction to Biological Invasions : Biological, Economic, and Social Perspectives, dans Bioeconomics of invasive species, KELLER, R.B., D.M. LODGE, M.A. LEWIS, J.F. SHOGREN, 2009, Oxford press, pp.1-24.
- LODGE, D.M. & K. SHRADER-FRECHETTE, 2003, Non Indigenous Species : Ecological Explanation, Environmental Ethics, and Public Policy, *Cons. Biol.* Vol. 17 : 31-37.
- LÖVEI, G.L., 1997, Biodiversity: Global Change Through Invasion, *Nature*, Vol. 388: 627-628.

- LOVELL, S.J., S.F. STONE & L. FERNANDEZ, 2006, The Economic Impacts of Aquatic Invasive Species : a Review of Litterature, Agric. Res. Econo. Rev., Vol. 35 : 195-208.
- LUTZ-COLLINS, V., A. RAMSAY, P. A. QUIJON & J.DAVIDONS, 2009, Invasive Tunicates Fouling Mussel Lines : Evidence of their Impact on Native Tunicates and Other Epifaunal Invertebrates, Vol. 4 (1) 213-220.
- LÜTZEN J., 1999, *Styela clava* Herdman (Urochordata, Ascidiacea), a Succesful Immigrant to North West Europe: Ecology, Propagation and Chronology of Spread, Helgoländ Marine Research, Vol. 52: 383-391.
- MAA (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation), 2012, Analyse Socio-Économique des Politiques Phytosanitaire, Centre d'études et de prospective, vol.45, 4p.
- MACK, R.N., D. SIMBERLOFF, W.M. LONSDALE, H. EVANS, M. CLOUT, & F.A. BAZZA, 2000, Biotic Invasions : Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control, Ecological Applications, Vol. 10: 689-710.
- MAPAQ, 2011, Mariculture. Accessible en ligne : <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Peche/Mariculture/Pages/mariculture.aspx>, page consulté le 29 avril 2012.
- MDDEFP, 2009, Pêche, Les Poissons Appâts : un Risque pour nos Poissons Sauvages, Accessible en ligne: <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/faune/peche/poissons-appats.htm>, page consultée le 1er mars 2014.
- MDDEFP, 2014, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, <http://www.mddep.gouv.qc.ca>, page Web visitée le 2 mars 2014.
- MDEIE, 2009, Accord, Créneau d'Excellence, Ressources, Sciences et Technologies Marines, Bas-St-Laurent/Côte-Nord/Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Accessible en ligne: [http://www.mdeie.gouv.qc.ca/fileadmin/sites/internet/documents/publications/pdf/developpement\\_regional/fr/accord/creneaux/01\\_09\\_11\\_aquaculture.pdf](http://www.mdeie.gouv.qc.ca/fileadmin/sites/internet/documents/publications/pdf/developpement_regional/fr/accord/creneaux/01_09_11_aquaculture.pdf), page Web consultée le 4 juin 2009.
- MERINOV, 2011, Mariculture aux Îles-de-la-Madeleine, Portrait Général de l'Industrie et Bilan Préliminaire 2011, document power point présenté à la Rencontre de la Table Pêches et Mariculture, par François Bourque, 6 octobre 2011, 6p.

- MINCHIN, D., 2007, Aquaculture and Transport in a Changing Environment: Overlap and Links, in the Spread of Alien Biota, *Mar. Poll. Bul.*, Vol.55: 302-313.
- MINCHIN, D., S. GOLLASCH & I. WALLENTINUS, 2005, Vector Pathways and the Spread of Exotic Species in the Sea, ICES Cooperative Research Reports, No. 271, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark, 25 p.
- MNR Ontario, 2011, Ontario Invasive Species Strategic Plan, Draft, Accessible en ligne: [http://www.mnr.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@mnr/@letsfish/document/s/document/stdprod\\_085804.pdf](http://www.mnr.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@mnr/@letsfish/document/s/document/stdprod_085804.pdf), page Web visité le 12 mars 2014.
- MOONEY, H.A., 1999, Species Without Frontiers, Life Out of Bounds: Bioinvasion in a Borderless World, *Nature*, Vol. 397: 665-666.
- MOONEY, H.A. & E.E. CLELAND, 2001, The Evolutionary Impact of Invasive Species, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 98: 5446-5451.
- MPO, 2003, Code National sur l'Introduction et le Transfert d'Organismes Aquatiques, Accessible en ligne: <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/ais-eae/code/prelim-fra.htm>, page Web consulté le 9 juillet 2009.
- MPO, 2004, A Canadian Action Plan to Address the Threat of Aquatic Invasive Species, Accessible en ligne: <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/ais-eae/plan/plan-eng.pdf>, page Web consulté le 3 février 2014.
- MPO, 2011, Traffic Maritime, Interventions de Recherche et Sauvetage (1999-2004), La Plate-forme Néo Ecossaises : Atlas des Activités Humaines, Accessible en ligne : <http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/f0009685>, page Web consulté le 22 mars 2012.
- MPO, 2012, L'Aquaculture au Canada, Effet Scio-économique de l'Aquaculture au Canada, publié par Gestion des Pêches et de l'Aquaculture, 71p.
- MPO, 2014a, Plan d'Action Canadien de Lutte Contre les Espèces Aquatiques Envahissantes, Accessible en ligne : <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/ais-eae/plan/plan-fra.htm#defis>, page Web consulté le 5 mars 2014.
- MPO, 2014b, Surveillance du Pou du Poisson et Mesures Non Chimiques, Accessible en ligne : [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2014/mpo-dfo/Fs70-6-2014-006-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/mpo-dfo/Fs70-6-2014-006-fra.pdf), page Web consulté le 21 juin 2015.

- MPO, 2015, Règlement sur les Espèces Aquatiques Envahissantes, Accessible en ligne : <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/environmental-environnement/ais-eae/AISRegulations-fra.asp>, page Web consulté le 22 juin 2015.
- MRN, 2013, Poissons-appâts, Nouvelle réglementation en Vigueur le 1er avril 2013, Accessible en ligne: <http://www.mrn.gouv.qc.ca/presse/communiques-detail.jsp?id=10180>, page Web consulté le 1er mars 2014.
- MRNF, 2012, Règlement sur l'Aquaculture et la Vente de poissons, Accessible en ligne: [http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/C\\_61\\_1/C61\\_1R7.HTM](http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/C_61_1/C61_1R7.HTM), page Web consulté le 1er juin 2012.
- NAAO, 2014, Chesapeake Bay office, Non-native Oysters. Accessible en ligne : <http://chesapeakebay.noaa.gov/oysters/non-native-oysters>. Page Web visitée le 10 décembre 2014.
- NATIONS UNIES, 1992, Convention sur la Diversité Biologique, Rio de Janeiro le 5 juin 1992, 32 p.
- NCEAS, 2011, A Global Map of Human Impacts to Marine Ecosystems, National Center for Ecological Analysis and Synthesis. Accessible en ligne : <http://www.nceas.ucsb.edu/globalmarine>, page Web consulté le 1er novembre 2011.
- NIMPIS, 2002, *Styela clava* Species Summary, National Introduced Marine Pest Information System. Accessible en ligne : <http://crimp.marine.csiro.au/nimpis>, page Web consulté le 29 mai 2009.
- OCCHIPINTI-AMBROGI, A., & D. SAVINI, 2003, Biological Invasions as a Component of Global Change in Stressed Marine Ecosystems, Mar. Pol. Bul., Vol. 46: 542-551.
- OMNR (Ontario Ministry of Natural Resources), 2012, Ontario Invasive Species Strategic Plan, Toronto: Queen's Printer for Ontario, 58pp.
- ORENSANZ, J.M.L., E. SCHWINDT, G. PASTORINO, A. BORTOLUS, G. CASAS, G. DARRIGRAN, R. ELIAS, J.J LOPEZ GAPPA, S. OBENAT, M. PASCUAL, P. PENCHASZADEH, M.L. PIRIZ, F. SCARABINO, E.D. SPIVAK ET E.A. VALLARINO, 2002, No Longer the Pristine Confines of the World Ocean: a Survey of Exotic Marine Species in the Southwestern Atlantic, Biol. Invas., Vol. 4: 115-143.



- PAILLE, N., J. LAMBERT, N. SIMARD & S. PEREIRA, 2006, Le crabe vert (*Carcinus maenas*): revue de littérature et situation aux Îles-de-la-Madeleine, Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques 276, 44p.
- PERRINGS, C., 2002, Biological Invasions in Aquatic Systems : the Economic Problem, *Bulletin of Marine Science*, 70(2) : 541-552
- PERRINGS, C., M. WILLIAMSON, E.B. BARBIER, D. DELFINO, S. DALMAZONNE, J. SHOGREN, P. SIMMONS, & A. WATKINSON, 2002, Biological Invasion Risks and the Public Good: an Economic Perspective, *Cons. Ecol.* Vol. 6(1):1. Accessible en ligne: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art1>, page Web consulté le 8 mai 2009.
- RAMSAY, A., J. DAVIDSON, T. LANDRY & G. ARSENAULT, 2008, Process of Invasiveness Among Exotic Tunicates in Prince Edward Island, Canada, *Biol. Invasions*, Vol. 10: 1311-1316.
- RICCIARDI, A., & J.B. RASMUSSEN, 1998, Predicting the Identity and Impact of Future Biological Invaders: a Priority for Aquatic Resource Management, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 55: 1759-1765.
- RICCIARDI, A., 2006, Patterns of Invasion in the Laurentian Great Lakes in Relation to Changes in Vector Activity, *Div. & Distrib.*, Vol. 12 : pp.425-433
- RUIZ, G.M. & J.T. CARLTON (Eds.), 2004, *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*, Island Press, Washington, DC, 518p.
- RUIZ, G.M., J.T. CARLTON, E.D. GROSHOLZ & A.H. HINES, 1997, Global Invasions of Marine and Estuarine Habitats by Non-Indigenous Species: Mechanisms, Extent, and Consequences, *Amer. Zool.*, Vol.37: 621-632.
- RUIZ, G.M., P.W. FOFONOFF, J.T. CARLTON, M.J. WONHAM & A.H. HINES, 2000, Invasion of Coastal Marine Communities in North America: Apparent Patterns, Processes, and Biases, *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, Vol. 31: 481-531.
- SALA, O.E., S.F. CHAPIN III, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L.F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D.M. LODGE, H.A. MOONEY, M. OESTERHELD, N.L. POFF, M.T. SYKES, B.H. WALKER, M. WALKER & D.H. WALL, 2000, Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100, *Science*, Vol. 287: 1770-1774.

- SHAROV, A.A., 2004, Bioeconomics of Managing the Spread of Exotic Pest Species with Barrier Zones, Risk Analysis, Vol. 24 : 879-892.
- SHINE, C., N. WILLIAMS & F. BURHENNE-GUILMIN, 2005, Legal and Institutional Frameworks for Invasive Alien Species, pages 233-284 dans H.A. MOONEY, R.N. MACK, J.A. McNEELY, L.E. NEVILLE' P.J. SCHEI & J.K. WAAGE, éditeurs, Invasive Alien Species : a New Synthesis, Island Press, Washington D.C.
- SHOGREN, J. & T. CROCKER, 1999, Risks and its Consequences, Jour. Environ. Econ. Manag., Vol. 37 : 44-51.
- STREFTARIS, N., A. ZENETOS & E. PAPATHANASSIOU, 2005, Globalisation in Marine Ecosystems: the Story of Non-Indigenous Marine Species Across European Seas, Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., Vol. 43: 419-453.
- TC, 2010, Guide d'Application du Règlement sur le Contrôle et la Gestion des Eaux de Ballast du Canada-TP 13617 F, Accessible en ligne: <https://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/tp-tp13617-preface-2086.htm#a1a>, page Web visité le 18 février 2014.
- TC, 2011, Gestion des Eaux de Ballast, Accessible en ligne: <https://www.tc.gc.ca/fra/securitemaritime/epe-environnement-ballast-gestion-1963.htm>, page Web consulté le 31 mars 2013.
- THERRIAULT, T.W. & L.-M. HERBORG, 2007, Risk Assessment for Two Solitary and Three Colonial Tunicates in Both Atlantic and Pacific Canadian Waters, Department of Fisheries & Oceans Canada, Canadian Science Advisory Secretariat Research Document, 2007/063, 68p.
- THERRIAULT, T.W., L.M. HERBORG, A.LOCKE, & C.W. McKINDSEY, 2008, Évaluation des Risques Représentés par le Crabe Européen (*Carcinus maenas*) dans les Eaux Canadiennes, Document de recherche 2008/042, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, 44p. Accessible en ligne : [http://www.dfo-mpo.gc.ca/CSAS/Csas/Publications/ResDocs-DocRech/2008/2008\\_042\\_e.pdf](http://www.dfo-mpo.gc.ca/CSAS/Csas/Publications/ResDocs-DocRech/2008/2008_042_e.pdf), page Web consultée le 20 mars 2012.
- UNEP/GRID-Arendal, 2008, Invasive Species in the Marine Environment - Problem Regions, Accessible en ligne : [http://www.grida.no/graphicslib/detail/invasive-species-in-the-marine-environment-problem-regions\\_8c9b#](http://www.grida.no/graphicslib/detail/invasive-species-in-the-marine-environment-problem-regions_8c9b#), page Web consultée le 10 décembre 2014.

- VITOUSEK, P.M., C.M. D'ANTONIO, L.L. LOOPE, M. REJMANEK, & R. WESTBROOKS, 1997, Introduced Species: a Significant Component of Human-Caused Global Change, *New Zealand Jour. Ecol.*, Vol. 21: 1-16.
- WALTERS, L.J., K.R. BROWN, W.T. STAM & J.L. OLSEN, 2006, E-commerce and *Caulerpa*: Unregulated Dispersal of Invasive Species, *Front. Ecol. Envir.* Vol. 4: 75-79.
- WILCOVE, D.S., D. ROTHSTEIN, J. DUBOW, A. PHILIPS, & E. LOSOS, 1998, Quantifying Threats to Imperilled Species in the United States, *Bioscience*, Vol. 48: 607-615.
- WILLIS, K.J., E.J. COOK, M. LOZANO-FERNANDEZ & I. TAKEUCHI, 2004, First Record of the Alien Caprellid Amphipod, *Caprella mutica*, for the UK, *Jour. Mar. Biol. Assoc. United-Kingdom*, Vol.84: 1027-1028.
- WILLIAMSON, M. 1999, *Invasions, Ecography*, Vol. 22: 5-12.
- ZEBRYK, N., 2013, GLPRN Policy Brief Series: Invasive Species in the Great Lakes Basin, Accessible en ligne: <http://www.greatlakespolicyresearch.org/wp-content/uploads/2013/09/Invasive-Species-Policy-Brief.pdf>, page Web visité le 6 avril 2014.
- ZVYAGINTSEV, A.Y., 2003, Introduction of Species to the Northwestern Sea of Japan and the Problem of Marine Fouling, *Russ. J. Mar. Biol.*, Vol. 29: S10-S21.

