

Introduction de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792) dans le monde :
causes et effets

Par

Véronique D'Amours Gauthier

Essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale
(maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, janvier 2011

Sommaire

L'Homme est le principal vecteur de transfert d'espèces à travers le monde. En effet, les introductions d'espèces exotiques ont considérablement accéléré avec l'augmentation du commerce international et du transport qui s'effectuent depuis des siècles. Par conséquent, l'introduction d'espèces est devenue une problématique mondiale qui a augmenté au fil des ans. D'ailleurs, les poissons font partie des groupes fauniques ayant fait l'objet du plus grand nombre d'introductions au niveau mondial et le taux d'introduction continue de s'accroître. Les raisons pour lesquelles l'Homme introduit de nouvelles espèces de poissons, que ce soit de façon volontaire ou accidentelle, sont variées : évocation hors d'aquaculture, libération d'appâts, via les coques et ballasts des bateaux, ensemencements et aquacultures. La majorité des espèces introduites dans un nouvel environnement n'arrivent pas à se subsister et finissent par mourir. Néanmoins, quelques-unes sont assez résistantes pour devenir envahissantes. C'est pourquoi le premier objectif de cet essai est de définir ce qu'est une introduction d'espèce et le cas particulier des espèces envahissantes.

Il y a beaucoup d'exemples d'introductions de poissons exotiques envahissants, mais seule la truite arc-en-ciel sera abordée, car cette espèce se retrouve sur la liste des *100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde*. Elle fut introduite à répétition partout dans le monde dans des habitats jugés appropriés, car elle démontre une grande plasticité physiologique et alimentaire. Concrètement, le deuxième objectif est de déterminer quel est l'habitat préférentiel de la truite arc-en-ciel afin de démontrer sa grande plasticité à l'égard des facteurs physico-chimiques présents dans les divers écosystèmes.

Comme la truite arc-en-ciel est une espèce montrant une grande plasticité, cela lui a permis de se naturaliser dans certains pays et de causer des dommages. C'est pourquoi le troisième objectif de cet essai est de caractériser les impacts qui peuvent être causés par l'introduction

de la truite arc-en-ciel. En général, plus le nombre de truites arc-en-ciel introduites dans une région est élevé, plus la probabilité que cette dernière ait des impacts augmente. D'ailleurs, son introduction en dehors de son aire de répartition naturelle a contribué, entre autres, à la perte de la biodiversité, aux affections causées aux espèces natives et à la perturbation des écosystèmes. En effet, la capacité d'adaptation de cette espèce a eu pour conséquence d'en faire une espèce dont le succès dans divers habitats a eu des impacts sur : 1) l'écosystème dans lequel elle a été introduite en introduisant de nouveaux pathogènes, en entrant en compétition avec des espèces indigènes, principalement d'autres salmonidés ou en effectuant une certaine prédation sur des vertébrés ou invertébrés indigènes, 2) la biodiversité locale et régionale en s'hybridant avec des espèces indigènes et 3) les coûts de gestion associés au rétablissement d'espèces indigènes. Cependant, l'introduction de la truite arc-en-ciel n'a pas que de mauvais côtés. En effet, cette espèce peut rapporter économiquement grâce aux activités de la pêche récréative et de l'aquaculture.

Le dernier objectif est de proposer des recommandations qui permettraient de réduire les impacts causés par l'introduction de la truite arc-en-ciel. Afin de limiter les impacts causés par la truite arc-en-ciel, il est suggéré de suivre les différentes recommandations de l'article 8 (h) de la CDB de 1992 à l'égard d'espèces exotiques menaçant des écosystèmes, des habitats ou des espèces. La prévention est la méthode de gestion la moins coûteuse à long terme et qui a le plus de succès pour éviter les impacts que peut avoir l'introduction de la truite arc-en-ciel sur les écosystèmes. L'éradication est une méthode de gestion permettant d'éliminer complètement ou partiellement une espèce exotique envahissante, telle que la truite arc-en-ciel, qui cause beaucoup de dommages à l'écosystème. Cette méthode est également utilisée pour ramener l'écosystème à son état d'origine. Le confinement est une autre méthode de gestion utilisée afin de s'assurer que la truite arc-en-ciel ne se répande pas dans d'autres milieux aquatiques et qu'elle n'occasionne pas d'autres impacts. Finalement, le contrôle est une méthode utilisée afin de contrôler la densité d'individus de truite arc-en-ciel présente dans un milieu. Toutes ces méthodes de gestion ont pour but principal de limiter les impacts que la truite arc-en-ciel peut avoir sur l'écosystème et les espèces indigènes.

Remerciements

Premièrement, je voudrais remercier l'équipe de direction de la maîtrise en biologie avec un cheminement en écologie internationale pour leur soutien. Sans eux, je n'aurais pu réaliser mon rêve d'accomplir une maîtrise en écologie. Je vous remercie tous d'avoir su m'appuyer dans les moments les plus difficiles.

Deuxièmement, je voudrais remercier monsieur Dany Garant pour son expertise et son aide lors de la rédaction de cet essai. J'ai énormément apprécié vos commentaires qui ont toujours été justes et francs. Ces commentaires m'ont aidée autant sur le plan professionnel que personnel.

Troisièmement, je voudrais remercier Marie-Ève Boucher et Caroline Cloutier pour la correction de cet essai et pour leur patience. Je sais que ce ne fut pas évident pour vous.

Finalement, je voudrais remercier l'équipe du Parc National d'Ifrane, le Centre National d'Hydrobiologie du Maroc à Azrou et Driss Meziane pour leur soutien lors de mon stage au Maroc et pour m'avoir donné l'idée de cet essai.

Table des matières

SOMMAIRE.....	i
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES ACRONYMES.....	viii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1-INTRODUCTION D’ESPÈCES EXOTIQUES DANS LE MONDE	3
1.1 Les espèces exotiques envahissantes	4
1.2 Principales introductions d’espèces ichtyologiques exotiques dans le monde....	8
1.3 Introductions volontaires	10
1.3.1 Ensemencement.....	11
1.4 Introductions accidentelles	12
1.4.1 Évasion d’aquaculture	13
1.4.2 Eaux de ballast.....	14
1.4.3 Libération d’appâts.....	14
1.5 Succès des introductions de poissons exotiques.....	16
CHAPITRE 2-TRUIE ARC-EN-CIEL (<i>ONCORHYNCHUS MYKISS</i> , WALBAUM 1792)....	
.....	19
2.1 Niche écologique de la truite arc-en-ciel.....	21
2.1.1 Température.....	22
2.1.2 Oxygène dissous.....	23
2.1.3 Vitesse du courant	23

2.2	Fraie et cycle de vie	24
2.3	Alimentation	26
CHAPITRE 3-IMPACTS DE L'INTRODUCTION DES TRUITES ARC-EN-CIEL		28
3.1	Impacts pathologiques	28
3.1.1	Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel : le cas d' <i>Aeromonas salmonicida</i>	30
3.1.2	Exemple d'introduction bactérienne causée par la truite arc-en-ciel : le cas <i>Yersinia ruckeri</i>	31
3.1.3	Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel: le cas d' <i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	32
3.1.4	Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel : les cas d' <i>Hexamita salmonis</i> et <i>Loma salmonae</i>	32
3.1.5	Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel: le cas de <i>Saprolegnia ferax</i>	33
3.2	Impacts écologiques	35
3.2.1	Compétition	36
3.2.2	Prédation	41
3.3	Impacts génétiques	43
3.3.1	Homogénéisation	45
3.3.2	Hybridation	47
3.3.3	Introgression	50
3.4	Impacts socio-économiques	52
3.4.1	Bénéfices économique de la pêche récréative	53
3.4.2	Bénéfices économiques de l'aquaculture	55
3.4.3	Coûts de la gestion des espèces exotiques	55
CHAPITRE 4-RECOMMANDATIONS		59
4.1	Prévention	60

4.2	Éradication.....	62
4.3	Confinement	63
4.4	Contrôle	64
4.5	Recommandations générales	65
CONCLUSION		67
RÉFÉRENCES		69

Liste des figures

Figure 1.1	Représentation schématique des trois principales étapes qu'une espèce peut surmonter pour s'établir dans un nouvel environnement.	6
Figure 1.2	Nombre d'introductions d'espèces de poissons exotiques par pays.....	8
Figure 1.3	Répartition mondiale d'espèces de poissons d'eau douce exotiques introduites.	10
Figure 1.4	Nombre d'espèces de poissons exotiques introduites dans le monde pour l'aquaculture.	13
Figure 2.1	Population d' <i>Oncorhynchus mykiss</i> W. dans le monde.	19
Figure 3.1	Rétro-croisement entre la truite arc-en-ciel et la truite fardée.....	50

Liste des tableaux

Tableau 3.1	Raisons d'introduction des huit espèces de poissons faisant partie de la liste des <i>100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde</i>	53
-------------	--	----

Liste des acronymes

CDB :	Convention sur la Diversité Biologique
CNHP :	Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture
COSEPAC :	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
EC :	Environnement Canada
EID :	Emerging infectious diseases
FAO:	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
GISD :	Global Invasive Species Database
ISSG :	Invasive Species Specialist Group
MPO :	Ministère des Pêches et des Océans Canada
NPI :	Nécrose pancréatique infectieuse
PIB :	Produit intérieur brut
PNUE :	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
UICN :	Union Internationale de la Conservation de la Nature

Introduction

Depuis que l'Homme voyage, il déplace avec lui, volontairement ou non, toute une série d'espèces animales et végétales qui peuvent s'installer dans un nouvel environnement (Costa, 2005; Cowx, 1997; Welcomme, 1988). Les poissons sont parmi les groupes fauniques ayant fait l'objet du plus grand nombre d'introductions en milieu naturel à travers le monde (Gozlan *et al.*, 2010). Ainsi, on recense 291 espèces de poissons dulçaquicoles qui auraient été introduites dans 148 pays (Costa, 2005; Cowx, 1997; Rosecchi *et al.*, 1997), et le taux d'introduction continue de s'accroître (Costa, 2005; Rosecchi *et al.*, 1997). Les raisons pour lesquelles l'Homme introduit de nouvelles espèces sont variées : certaines introductions sont involontaires, telles que l'évasion hors de systèmes d'aquaculture, la libération d'appâts ou via les coques et ballasts des bateaux. Cependant, la majorité des introductions, comme l'ensemencement et l'aquaculture, sont volontaires et se font principalement pour des raisons économiques et commerciales (Costa, 2005).

Si les impacts écologiques potentiels des introductions d'espèces terrestres sont connus depuis des siècles (Rosecchi *et al.*, 1997), ceux reliés aux poissons ne sont étudiés que depuis les années 1960 (Rosecchi *et al.*, 1997). L'introduction d'une espèce exotique dans un écosystème est toujours susceptible de présenter un risque écologique si l'espèce est capable de s'intégrer avec succès dans l'écosystème, ce qui peut causer des interactions nuisibles avec des espèces indigènes ou même avoir des effets sur le fonctionnement des écosystèmes (Gozlan *et al.*, 2010). Les espèces ichthyologiques introduites peuvent d'ailleurs affecter la biodiversité par la prédation (Buria *et al.*, 2007; Cambray, 2003; Gozlan *et al.*, 2010), la compétition (Bryan *et al.*, 2002, Cambray, 2003; Gozlan *et al.*, 2010), l'hybridation (Berrebi, 1997; Boyer *et al.*, 2008; Cambray, 2003; Gozlan *et al.*, 2010; Gunnell *et al.*, 2008), la modification de l'habitat (Cambray, 2003; Gozlan *et al.*, 2010; Kiesecker *et al.*, 2001) et la transmission de maladies ou de parasites (Cambray, 2003; Gozlan *et al.*, 2010; Kiesecker *et al.*, 2001). Il existe de

nombreux exemples de ce type, mais certains cas, peuvent avoir de graves conséquences pour la conservation de la biodiversité (Gozlan *et al.*, 2010). Les espèces exotiques envahissantes sont de plus en plus reconnues comme l'une des principales menaces à la biodiversité et l'un des principaux facteurs de dégradation des écosystèmes (García-Berthou, 2007). L'augmentation du transport et de la mondialisation ne fera qu'accélérer le rythme des introductions d'espèces exotiques, ce qui conduira à une homogénéisation biotique dans le monde entier et à une perte d'espèces endémiques (García-Berthou, 2007).

La truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) est un exemple particulièrement bien documenté d'espèces piscicoles qui une fois introduites ont eu des impacts majeurs sur les écosystèmes récepteurs, et qui peuvent être désignées comme espèces envahissantes. C'est pour cette raison qu'elle a été retenue comme espèce modèle dans cet essai. Concrètement, les objectifs de l'essai sont de définir ce qu'est une introduction d'espèce et le cas particulier des espèces envahissantes, de déterminer quel est l'habitat préférentiel de la truite arc-en-ciel afin de pouvoir démontrer sa grande plasticité à l'égard des facteurs physico-chimiques présents dans les divers écosystèmes, de caractériser les impacts qui peuvent être causés par l'introduction de la truite arc-en-ciel et finalement de proposer des recommandations qui permettraient de réduire les impacts causés par l'introduction de l'espèce.

Pour atteindre ces objectifs, l'essai commence par un portrait de l'introduction d'espèces piscicoles exotiques dans le monde. Le chapitre 2 identifie ensuite les caractéristiques de la truite arc-en-ciel qui en font une espèce envahissante, alors que le chapitre 3 identifie l'ensemble des impacts pathologiques, écologiques, génétiques et socio-économiques que peut causer la truite arc-en-ciel dans les milieux qu'elle colonise. Le dernier chapitre est consacré aux recommandations.

Chapitre 1

Introduction d'espèces exotiques dans le monde

Pendant des millénaires, les barrières naturelles que sont les océans, les montagnes, les rivières et les déserts ont permis l'isolement nécessaire à l'évolution unique des espèces et des écosystèmes (ISSG, 2000). Cependant, depuis quelques centaines d'années, ces barrières sont moins efficaces. En effet, la mondialisation des activités humaines a facilité la transgression des barrières géographiques qui limitaient jusque-là la distribution naturelle des espèces (Perrings *et al.*, 2005). Pour résultat, les introductions d'espèces exotiques ont énormément augmenté au 20^e siècle avec l'intensification du commerce international et du transport (Levine et D'Antonio, 2003; Perrings *et al.*, 2005), qui ont permis aux espèces de voyager sur de longues distances vers de nouveaux habitats (Beisel et Lévêque, 2010; Cambray, 2003; ISSG, 2000; McNeely, 2005; Nentwig, 2007). Par conséquent, l'être humain est devenu un vecteur important de transfert d'espèces afin de satisfaire ses besoins alimentaires, domestiques ou récréatifs (Beisel et Lévêque, 2010). Selon le Programme des Nations-Unies pour l'Environnement (PNUE, 2002), l'introduction d'espèces exotiques se définit comme l'introduction d'une espèce, sous-espèce ou d'un taxon inférieur hors de leur aire de répartition normale actuelle ou passée dans un milieu où l'espèce n'est pas présente.

Cependant, selon Beisel et Lévêque (2010), affirmer qu'une espèce a été introduite implique qu'il faut savoir faire la distinction entre une faune supposée autochtone et une faune d'origine exogène. Selon eux, c'est également avancer que les espèces ont une aire de distribution bien déterminée. Cependant, dans la réalité, les situations rencontrées sont très variées, car certaines espèces peuvent migrer d'un milieu à un autre (Beisel et Lévêque, 2010). Malgré tout, Beisel et Lévêque (2010) ainsi que Fuller (2003) affirment qu'il y a aujourd'hui peu d'écosystèmes qui n'ont pas été modifiés par l'introduction d'espèces exotiques. En effet,

selon Beisel et Lévêque (2010), tous les écosystèmes avec lesquels l'être humain est en contact abritent des espèces exotiques introduites.

Selon Sol (2007), les populations d'espèces exotiques sont d'abord introduites en faible nombre, ce qui les rend vulnérables à l'extinction en raison des facteurs 1) stochastiques, comme la survie, la fécondité et le ratio des sexes, 2) environnementaux comme les imprévus climatiques et les catastrophes et 3) génétiques comme la dérive génétique, les mutations, la sélection et la migration. Ainsi, les premières étapes dans le processus d'invasion sont particulièrement cruciales dans la détermination des chances qu'une espèce établie devienne une population autosuffisante (Sol, 2007).

Une fois qu'une population est devenue autosuffisante, cette dernière peut avoir des impacts négatifs sur son nouvel environnement et devenir une population envahissante. Selon le MPO (2009), une espèce exotique envahissante est :

« une espèce étrangère dont l'introduction à l'extérieur de son territoire normal causera probablement (ou a déjà causé) des dommages à l'écosystème qu'il a envahi, aux espèces qui y vivent, à l'économie ou à notre bien-être. Les espèces envahissantes prospèrent en l'absence de leurs prédateurs naturels et peuvent modifier l'habitat jusqu'au point de le rendre inhospitalier pour les espèces indigènes (MPO, 2009)».

1.1 Les espèces exotiques envahissantes

Le problème des espèces exotiques envahissantes est un problème mondial préoccupant et reconnu. Ce sujet fut d'ailleurs un thème clé lors de la CDB tenu en mai 2002 à La Haye aux Pays-Bas (CDB, 2002). D'ailleurs, en biologie de l'invasion, il est important de comprendre pourquoi les espèces exotiques peuvent réussir à s'établir dans des environnements dans lesquels ils n'ont pas eu la possibilité de s'adapter. Ce paradoxe se résout habituellement en évoquant la préadaptation des espèces non indigènes à de nouveaux environnements. L'idée

est que certaines espèces sont des envahisseurs successifs, car ils ont les attributs préadaptatifs pour survivre et se reproduire dans de nouveaux environnements (Sol, 2007).

D'ailleurs, pour qu'une espèce introduite devienne une espèce envahissante, elle doit posséder une combinaison de caractéristiques, comme une forte capacité de dispersion, une capacité de s'adapter physiologiquement aux nouvelles conditions et une capacité à survivre avec différents types d'aliments et dans un large éventail de conditions environnementales (CDB, 2009; Sol, 2007). Ces caractéristiques permettront à l'espèce envahissante de passer trois principales étapes avant de s'établir (figure 1.1), soit l'introduction, l'établissement et la prolifération. Cependant, il est peu probable de trouver une telle combinaison de caractéristiques chez une même espèce, ce qui implique que pour la plupart des espèces, l'établissement d'une population autonome dans un nouvel environnement est très difficile (Legendre *et al.*, 1999; Sol, 2007). De plus, de nombreuses espèces qui ont été introduites avec succès dans un nouvel environnement réussissent souvent après avoir échoué plusieurs introductions antérieures (Sax et Brown, 2000; Sol, 2007).

Les conditions environnementales abiotiques sont la première étape qu'une espèce doit franchir (Moyle et Light, 1996). La deuxième étape est la capacité d'une espèce à s'établir. Sa résistance à l'égard des facteurs abiotiques et biotiques doit être assez grande pour que le taux de reproduction (survie) soit supérieur au taux de mortalité (Sol, 2007). Finalement, la troisième étape est d'atteindre un nombre suffisant d'individus afin d'échapper aux effets stochastiques et d'être apte à se disperser (Sol, 2007).

Si le nouvel habitat dans lequel une espèce est introduite est similaire à son habitat d'origine, et qu'elle peut survivre et se reproduire, cette espèce peut devenir une espèce exotique envahissante (CDB, 2009). Cependant, pour qu'une espèce devienne envahissante, elle doit également réussir à concurrencer avec les organismes locaux pour l'alimentation et l'habitat, se propager dans son nouvel environnement, augmenter sa population et causer des dommages aux écosystèmes où elle se trouve (CDB, 2009).

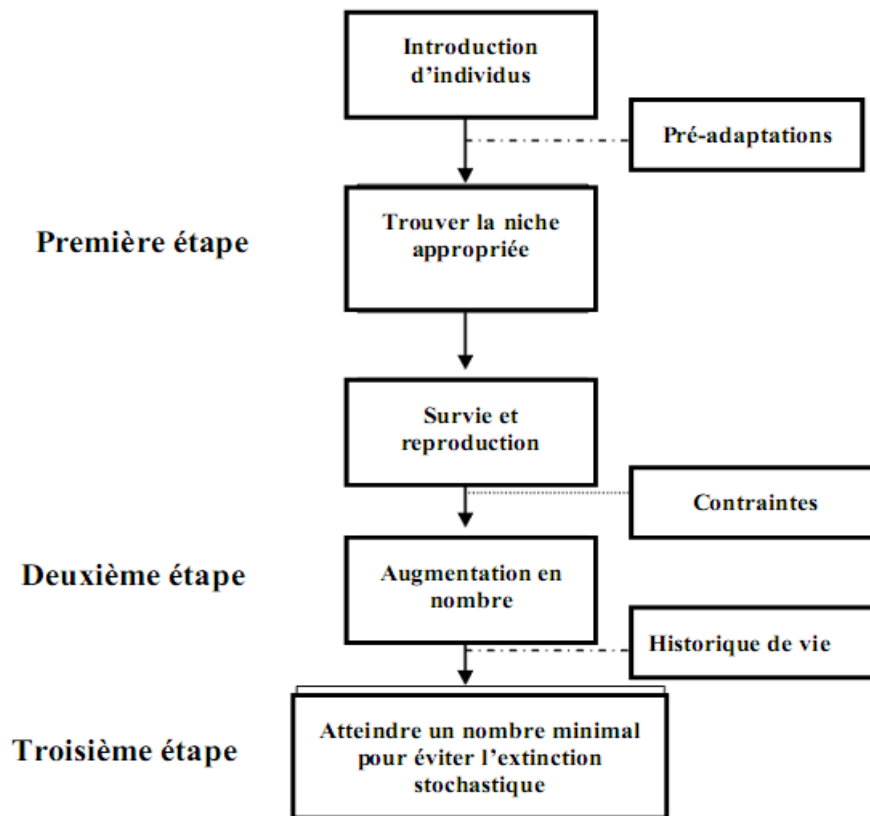


Figure 1.1: Représentation schématisée des trois principales étapes qu'une espèce peut surmonter pour s'établir dans un nouvel environnement. 1) les espèces exotiques doivent être en mesure de trouver une niche appropriée (conditions environnementales abiotiques favorables) pour survivre et se reproduire, 2) elles doivent se reproduire à un rythme suffisamment élevé pour compenser la mortalité et 3) elles doivent croître en nombre assez élevé pour atteindre une taille de population assez grande afin d'échapper aux effets stochastiques et être capable de se disperser.

Source : Sol, D. (2007). p. 129

Traduction libre

Selon García-Berthou (2007), les espèces envahissantes sont de plus en plus reconnues comme l'une des principales menaces à la biodiversité et l'un des principaux moteurs du changement global des écosystèmes. En outre, selon la CDB (2009) elles représentent la plus grande menace à la biodiversité des écosystèmes isolés tels que les îles. En effet, selon l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN, 2005), les espèces exotiques envahissantes sont la troisième cause de la perte de la biodiversité mondiale après la destruction des habitats et la surexploitation des espèces. Elles sont d'ailleurs impliquées dans la moitié des extinctions survenues depuis 400 ans (Cowx, 1997; UICN, 2005). En effet, la plupart des pays se préoccupent principalement des problèmes liés aux espèces exotiques envahissantes ayant causé des dommages socio-économiques importants. Par exemple, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) affecte la pêche, le transport et la production d'électricité dans la région des Grands Lacs (PNUE, 2009). La jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), en bloquant les passages aquatiques, décime la faune aquatique et les moyens de subsistance des populations locales (CDB, 2009) dans de nombreuses rivières et lacs de plusieurs pays africains (PNUE, 2009), ce qui crée des conditions idéales pour la maladie et ses vecteurs (CDB, 2009). Finalement, la perche du Nil (*Lates niloticus*) est responsable de la perte de biodiversité, de la modification du réseau trophique et des impacts sur la subsistance alimentaire locale (CDB, 2009) dans le lac Victoria en Afrique.

De plus, dans certaines régions du monde, pas moins de 80 % des espèces indigènes menacées d'extinction le sont par des pressions qu'exercent les espèces exotiques envahissantes sur elles (Pimentel *et al.*, 2007). En outre, selon Pimentel *et al.* (2007) de nombreuses autres espèces indigènes, même si elles ne sont pas menacées d'extinction ou qu'elles n'ont pas le statut d'espèces en voie de disparition, sont affectées négativement par diverses espèces exotiques ou par des changements dans les écosystèmes causés par les espèces exotiques envahissantes.

Plus spécifiquement, selon Clavero et García-Berthou (2005), les invasions biologiques sont considérées comme la deuxième cause d'extinction d'espèces ichthyologiques en Amérique du Nord, après la destruction et la fragmentation des habitats. Par exemple, aux États-Unis, on

estime que 40 % des espèces indigènes sont menacées d’extinction en raison des impacts causés par des espèces exotiques envahissantes, tels que les plantes, les microbes et les animaux (Pimentel *et al.*, 2007). Malgré cela, l’impact des introductions d’espèces exotiques est présentement peu étudié comparativement aux autres facteurs de perturbations anthropiques (Lawler *et al.*, 2006).

1.2 Principales introductions d’espèces ichthyologiques exotiques dans le monde

Dans le monde, plusieurs espèces exotiques de poissons ont réussi à s’établir dans des régions situées à l’extérieur de leur aire de répartition naturelle (figure 1.2) (Cambray, 2003 ; Cowx, 1997; Welcomme, 1988). Selon Cowx (1997), l’introduction d’espèces de poissons exotiques remonte au premier siècle av. J.-C. et la carpe commune (*Cyprinus carpio*) semble avoir été la première espèce de poisson d’eau douce propagée à l’extérieur de son aire d’origine. Depuis, le nombre d’introductions ne cesse d’augmenter (Galil *et al.*, 2007).

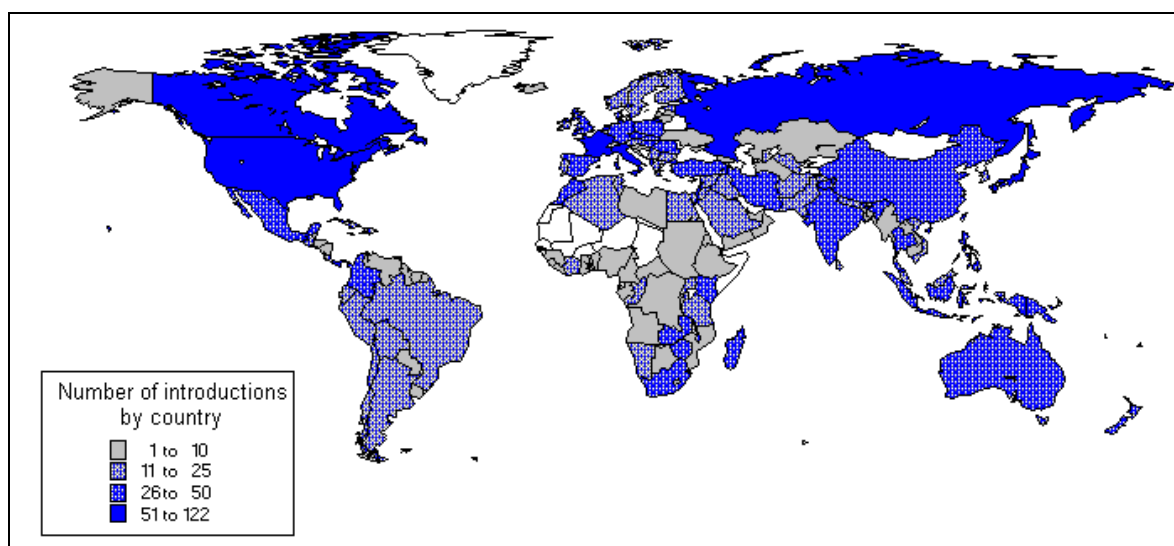


Figure 1.2: Nombre d’introductions d’espèces de poissons exotiques par pays.

Source : FAO, 2010

Cependant, le nombre exact d'introductions d'espèces de poissons exotiques dans les différents pays est mal connu, car ce ne sont pas toutes les introductions qui ont été recensées (Welcomme, 1988; Cowx, 1997). Par exemple, selon Nentwig (2007), 83 espèces de poissons auraient été introduites à ce jour en Afrique, 145 en Amérique du Nord, 76 en Amérique du Sud, 300 en Asie, 180 en Australie, 140 en Europe et 112 en Océanie. Par contre, selon Casal (2006), l'introduction d'espèces de poissons en Afrique totaliserait 165 espèces, dont 76 espèces en provenance d'un autre continent, 49 espèces d'un pays africain à un autre et 40 autres espèces de provenance inconnue (figure 1.3). Les données de Fuller (2003) sont également différentes de ces deux auteurs. En effet, selon lui, 565 espèces auraient été introduites aux États-Unis dont 36 % - soit 170 espèces - sont des introductions provenant d'un autre pays et 4 % - soit 23 espèces - sont des cas d'hybridation entre une espèce indigène et une espèce introduite. Au Canada, 55 espèces d'eau douce auraient été introduites à ce jour (EC, 2008).

Selon le *Global Invasive Species Database* (GISD, s.d.), 46 espèces de poissons considérées comme envahissantes ont été introduites à travers le monde, dont cinq espèces de salmonidés, telles que le saumon atlantique (*Salmo salar*), le touladi (*Salvelinus namaycush*), la truite arc-en-ciel, la truite brune (*Salmo trutta*) et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). De ces 46 espèces de poissons, huit figurent sur la liste des *100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde*, dont deux espèces de salmonidés (la truite arc-en-ciel et la truite brune) (GISD, s.d.).

Dans la plupart des cas, l'introduction d'espèces exotiques de poissons découle de deux catégories d'activités, les introductions volontaires et les introductions accidentelles (Shine *et al.*, 2000).

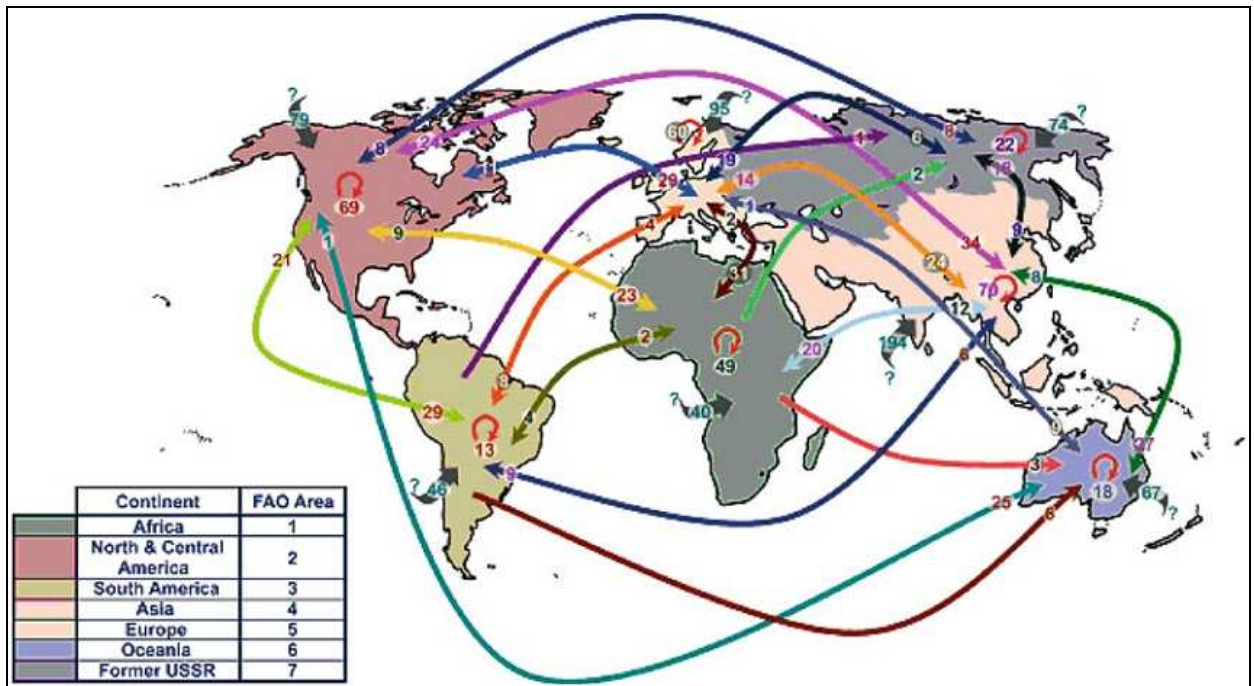


Figure 1.3: Répartition mondiale d'espèces de poissons d'eau douce exotiques introduites.

Légende : Chacune des flèches est représentée par une couleur unique. Chaque couleur représente une introduction qui a été faite entre deux continents.

Source : Casal, C.M.V. (2006). p. 5

1.3 Introductions volontaires

Les introductions volontaires sont principalement des introductions faites pour les besoins de l'Homme (Welcomme, 1988). Selon Cowx (1997), le principal but des introductions volontaires est d'augmenter les rendements de la productivité des systèmes naturels et de fournir aux pêcheurs sportifs des espèces recherchées. Par exemple, au Maroc, les ensemencements d'espèces de poissons sont surtout des espèces recherchées par les pêcheurs sportifs telles que la truite fario (*Salmo trutta fario*), la truite arc-en-ciel et le grand brochet (*Esox lucius*) et qui sont élevées en pisciculture (CNHP, 2009).

1.3.1 Ensemencement

Dans le monde, 78 espèces sont enregistrées comme ayant été introduites dans des milieux aquatiques pour la pêche sportive. Ces espèces proviennent de trois principales familles : les salmonidés, les centrarchidés et les ésofidés (Welcomme, 1988). Ces introductions visent à augmenter le volume des captures ou à améliorer l'attrait de ces captures (Cambray, 2003). Les poissons sont ensemencés pour diverses raisons telles que pour la pêche sportive, les poissons fourrages, l'augmentation de la disponibilité alimentaire pour les populations locales et le contrôle biologique (Fuller, 2003). D'ailleurs, au 19^e siècle et au début du 20^e siècle, il y a eu une augmentation de la propagation des espèces exotiques de loisir basée sur de « bonnes intentions » (Cambray, 2003).

L'ensemencement fut également utilisé pour combler des niches écologiques vides. Par exemple, du point de vue de la pêche sportive, un lac sans une ou plusieurs espèces de poissons piscivores est souvent considéré comme de moindre valeur (Chapleau *et al.*, 1997). Par conséquent, Chapleau *et al.* (1997) mentionnent qu'il pourrait y avoir une pression du public auprès des gestionnaires pour « améliorer » la condition de ces lacs en introduisant des espèces de poissons récréatifs. Des espèces de pêche sportive, dont la truite arc-en-ciel, ont ainsi été introduites dans les cours d'eau « vierges » afin d'améliorer la biodiversité du milieu (Cambray, 2003; Mouslih, 1987). La principale motivation de ce mode d'introduction est d'introduire un nouvel « élément » faunistique qui est perçu comme manquant dans la faune indigène d'un plan d'eau « vierge ». L'espèce est généralement appelée à occuper une niche écologique vide. L'idée de niche écologique vide est utilisée pour décrire la perception des ressources au sein d'un plan d'eau qui n'est pas utilisé de manière efficace puisqu'il y a absence d'espèces prédatrices. Cela s'applique en particulier dans les régions pauvres comme les zones tempérées froides touchées par la glaciation, les îles à l'est de la ligne de Wallace ou les lacs des montagnes de haute altitude (Welcomme, 1988). Ce mode d'introduction

s'applique également dans de nouveaux habitats tels que les réservoirs ou les rivières réglementées (Welcomme, 1988). Ainsi, l'empoissonnement pour la pêche sportive faite dans les lacs dont la niche écologique est vide, a pour but d'améliorer la biodiversité du milieu, de fournir une nouvelle source d'alimentation et de fournir un nouvel emplacement de pêche pour les pêcheurs (Peterson, 2004; Welcomme, 1988), les cas du Maroc et des Îles Kerguelen en sont des exemples (Azeroual, 2000; Davaine *et al.*, 1997; Mouslih, 1987).

L'ensemencement d'espèces élevées en pisciculture est également utilisé pour procurer une pêche diversifiée. L'introduction d'espèces exotiques par cette technique est devenue une pratique commune dans le monde entier dans les années 1960 et 1970. D'ailleurs, selon Kerr *et al.* (2005), l'ensemencement est une technique de gestion très répandue dont les gestionnaires abusent. Par exemple, les introductions autorisées, sous la forme de projets d'empoissonnement, ont été identifiées comme un vecteur de premier plan pour la diffusion de poissons en Amérique du Nord (Kerr *et al.*, 2005).

1.4 Introductions accidentelles

Comme il fut mentionné plus tôt, les introductions volontaires ne sont pas les seuls modes d'introduction d'espèces exotiques. En effet, il existe également des modes d'introduction accidentelle. L'introduction accidentelle par l'évasion de systèmes d'aquaculture, la libération de poissons-appâts, la libération d'espèces de poissons ornementales, les eaux de ballast et la diffusion d'un plan d'eau à l'autre sont possiblement les modes d'introductions les plus préoccupants, selon Cowx (1997) et Gozlan *et al.* (2010). D'après Gozlan *et al.* (2010) l'introduction accidentelle représente environ 8 % des introductions. Par ailleurs, parmi les introductions accidentelles, trois causes prédominent selon Welcomme (1988) soit l'évasion hors d'installations piscicoles (53 %), la propagation d'espèces d'un plan d'eau à un autre (14 %), par exemple par les eaux de ballasts et la libération d'appâts (8 %).

1.4.1 Évasion d'aquaculture

L'aquaculture est une source importante d'introductions d'espèces (Casal, 2006; Cowx, 1997; Welcomme, 1988) (figure 1.4). En effet, elle représente 41,8 % des causes d'introductions dans le monde (Welcomme, 1988). Selon Casal (2006), parmi les 1 205 cas d'introductions mondiales à des fins d'aquaculture, 607 (50 %) des espèces de poissons ont été signalées comme ayant été établies dans un nouvel environnement, 421 (35 %) ont été déclarées comme non établies et le statut de 177 (15 %) est inconnu (Casal, 2006). D'ailleurs, l'évasion hors des installations d'aquaculture est une des causes principales d'introductions accidentelles d'espèces exotiques (Cowx, 1997; Welcomme, 1988).

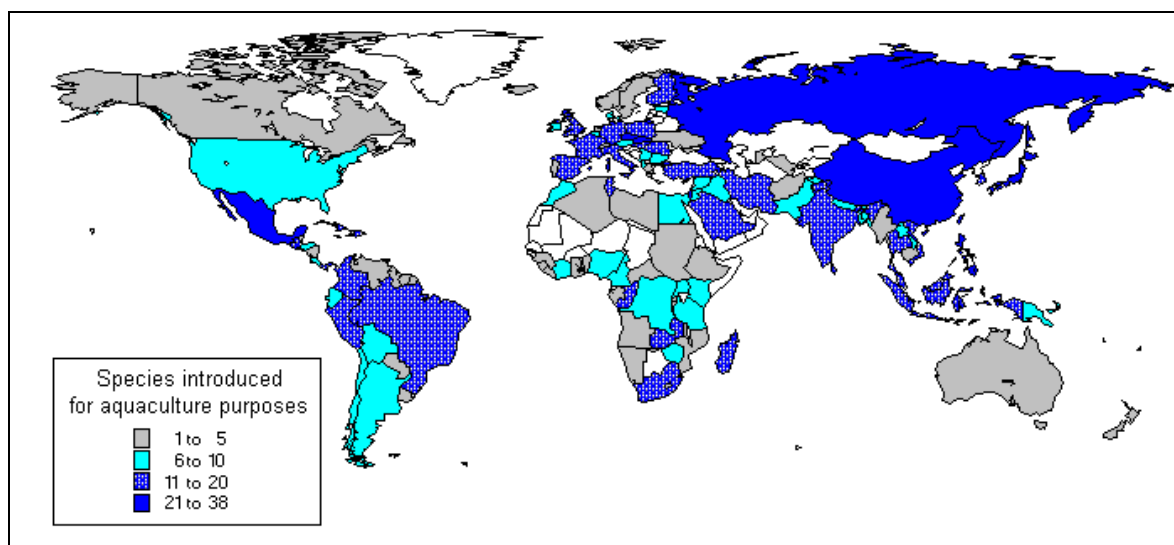


Figure 1.4: Nombre d'espèces de poissons exotiques introduites dans le monde pour l'aquaculture.

Source : FAO. (2010)

Cowx (1997) mentionne qu'avec l'augmentation des transferts de masses d'eau d'un bassin à l'autre dans les systèmes d'élevage, l'introduction d'espèces par l'évasion d'aquaculture risque de prendre de plus en plus d'importance. Leur introduction dans une telle installation doit être

considérée comme une étape en vue de leur éventuelle introduction dans la nature (Peterson, 2004; Welcomme, 1988) et ce, en particulier dans les centres d'aquaculture en cage, un type d'aquaculture extensive (Kerr *et al.*, 2005), car le contrôle complet des espèces exotiques en aquaculture est presque impossible (Peterson, 2004; Welcomme, 1988).

1.4.2 Eaux de ballast

Ce mode d'introduction est reconnu pour avoir permis l'introduction de plusieurs espèces dans le monde. Les estimations révèlent qu'il y a plus de 480 000 mouvements annuels de navires qui se produisent à travers le monde, chacun ayant un potentiel de transport d'organismes (Gollasch, 2007). Selon Gollasch (2007), différents calculs ont été faits sur la quantité d'eau de ballast des navires de commerce; selon ces calculs, il est estimé que de 2 à 12 milliards de tonnes d'eau de ballast sont mondialement transportées chaque année. Selon cet auteur, les navires peuvent transporter de 4 000 à 7 000 espèces chaque jour. La diversité des espèces qui se trouvent dans ces eaux inclut les bactéries, les champignons, les protozoaires, les algues et les invertébrés tels que les poissons (Gollasch, 2007). Cependant, selon Gollasch (2007), des études ont montré que les organismes dans l'eau de ballast meurent au fil du temps. La baisse la plus considérable de la densité d'organismes se produit lors des trois premiers jours du voyage, et après dix jours, la plupart des individus sont trouvés morts.

1.4.3 Libération d'appâts

L'introduction involontaire par la libération d'appâts est un mode d'introduction qui comprend l'utilisation d'organismes vivants par le public et les pêcheurs commerciaux pour capturer des poissons. Les appâts vivants utilisés englobent des ménés, des grenouilles, des vers, des sangsues, des insectes aquatiques ou terrestres et des larves (MPO, 2004). Des poissons-appâts peuvent également être introduits dans un plan d'eau par des pêcheurs dans l'espoir d'établir

de nouvelles populations qu'ils pourront pêcher ultérieurement ou d'accroître la quantité de proies, d'augmenter la taille et la densité des espèces recherchées pour la pêche (MPO, 2004). Cependant, l'utilisation de poissons comme appât (morts ou vivants) peut provoquer l'introduction de nouveaux organismes tels que des agents pathogènes, des parasites, des fragments de plantes aquatiques ainsi que des vers aquatiques et terrestres (MPO, 2004). Elle peut aussi engendrer des impacts négatifs sur les réseaux trophiques par prédation entre les espèces piscicoles sportives et les poissons-appâts. Par exemple selon Cudmore et Mandrak (2005), au Canada, l'introduction du gobie arrondi (*Neogobius melanostomus*) a supplanté les espèces indigènes par compétition pour la nourriture ou par prédation. Cette incidence a diminué l'abondance des proies indigènes, ce qui indirectement a diminué l'abondance de leur prédateur, des espèces piscicoles sportives et a éventuellement causé un changement dans le réseau trophique des milieux où il a été introduit. De plus, selon Cudmore et Mandrak (2005) l'introduction de poissons-appâts peut provoquer un changement d'habitat, telles que la destruction de la végétation aquatique, l'augmentation de la turbidité de l'eau, la destruction des lits des cours d'eau. L'introduction de poissons-appâts peut également conduire à l'introduction de maladies et de parasites. D'ailleurs, ces maladies et parasites introduits peuvent affecter les espèces indigènes. En effet, l'exposition à ces maladies ou parasites peut réduire l'abondance des espèces indigènes. La propagation de la maladie du tournis des truites (*Myxobolus cerebralis*) en Amérique du Nord en est un exemple. La portée et l'incidence du transfert de cette maladie n'ont pas été complètement étudiées (Cudmore et Mandrak, 2005). Cependant, Rahel et Olden (2008) estiment que l'impact de cet agent pathogène, originaire d'Europe, risque d'augmenter avec le réchauffement climatique. Cet agent pathogène peut affecter gravement les populations de salmonidés indigènes et sa virulence risque de s'amplifier avec l'augmentation de la température des cours d'eau.

1.5 Succès des introductions de poissons exotiques

Même si la mise en place des communautés aquatiques introduites est fortement contrôlée par des facteurs externes, il ne faut pas pour autant sous-estimer le rôle des facteurs biologiques, ainsi que les capacités d'adaptation des espèces qui conduisent notamment à la spéciation (Beisel et Lévêque, 2010). Selon Sol (2007), cette capacité d'adaptation est l'une des principales causes du succès de l'envahissement d'une espèce.

Malgré la difficulté inhérente à envahir une nouvelle région, certains vertébrés semblent être des envahisseurs à très grand succès, en raison de leur capacité d'adaptation (Sol, 2007). Par exemple, certains poissons introduits pour la lutte biologique ont une facilité d'adaptation, tels que la gambuse (*Gambusia affinis*) pour lutter contre le paludisme au Maroc (Mouslih, 1987), la carpe chinoise (*Ctenopharyngodon idella*) et la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) pour le contrôle d'espèces végétales indésirables en Afghanistan et en Inde (carpe chinoise) ainsi qu'en Belgique et dans la République de Chypre (Welcomme, 1988). Ces espèces de poissons sont considérées comme des introductions à succès, car la raison pour laquelle elles ont été introduites fut un succès et elles ont pu se répartir dans les milieux environnants (Welcomme, 1988).

L'introduction d'espèces pour la pêche sportive peut également être considérée comme une introduction à succès, selon Alves *et al.* (2007). En effet, selon ces auteurs, une attention particulière doit être accordée à l'introduction d'espèces piscivores sportives, car elles ont tendance à être des colonisatrices ayant beaucoup de succès dans les milieux introduits puisqu'elles ont une facilité d'adaptation. Selon Crowl *et al.* (1992), une espèce exotique introduite à succès est une espèce exotique pouvant se maintenir dans un nouvel environnement sans intervention supplémentaire par l'Homme. Par exemple, Cowx (1997) a noté que certaines introductions comme celles de la truite arc-en-ciel et de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) sont communément citées comme succès au niveau socio-

économique en Europe. En effet, selon Cowx (1997), ces deux espèces sont très recherchées par les pêcheurs dans toute l'Europe et constituent une source considérable de revenus économiques et de loisirs.

Selon Cambray (2003), il faut être prudent dans l'évaluation des impacts des introductions, car même si une espèce exotique envahissante peut être considérée comme un succès sur le plan socio-économique, elle peut être considérée autrement sur le plan écologique (conservation de la biodiversité). Par exemple, selon Cowx (1997), la truite arc-en-ciel a connu un succès socio-économique en Europe, mais elle a également provoqué un désastre pour la biodiversité.

De nombreuses espèces de salmonidés, dont la truite arc-en-ciel, ont été introduites à des fins récréatives et commerciales à travers le monde dans des régions où elles ne se retrouvaient pas naturellement auparavant. Ces introductions ont été faites avec peu de considération concernant les effets qu'elles pourraient avoir sur les espèces indigènes (Kitano, 2004). Selon Kitano (2004) dans la majorité des cas, les introductions de salmonidés, telle que la truite arc-en-ciel, ont été largement impliquées dans le déclin des espèces indigènes au niveau mondial. De plus, dans les pays de l'hémisphère nord, principalement ceux de l'Amérique du Nord et de l'Europe, le potentiel des impacts des salmonidés exotiques, telle que la truite arc-en-ciel, sur les salmonidés indigènes a fréquemment été reporté (Kitano, 2004). En effet, selon Kitano (2004) les salmonidés exotiques sont biologiquement similaires aux salmonidés indigènes, ce qui fait qu'il existe de fortes interactions interspécifiques pour les ressources et l'hybridation. De plus, selon lui, dans les pays de l'hémisphère sud tels que la Nouvelle-Zélande et l'Australie, les impacts qu'ont les salmonidés exotiques sur les poissons et les invertébrés indigènes sont largement connus. Selon Kitano (2004), la truite arc-en-ciel et la truite brune sont les deux espèces de salmonidés ayant eu le plus d'impact sur la biodiversité à l'échelle mondiale. D'ailleurs, ces deux espèces se retrouvent sur la liste des *100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde* (GISD, s.d.).

Dans cet essai, seule la truite arc-en-ciel sera abordée, car : 1) cette espèce a été maintes fois introduite dans le monde (Fausch, 2007), 2) une fois introduite, elle a engendré des impacts majeurs sur les écosystèmes récepteurs (Crowl *et al.*, 1992), 3) au Canada elle a affecté des espèces indigènes (COSEPAC, 2006) et 4) elle se retrouve sur la liste des *100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde* (GISD, s.d.).

Chapitre 2

Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792)

La truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) est indigène à la côte ouest de l'Amérique du Nord (Fuller *et al.*, 1999; Quinn, 2005) et à la Russie (Quinn, 2005) (figure 2.1). En effet, la distribution de la population d'origine va du nord-ouest du Mexique (y compris le nord de la Basse-Californie) à la rivière Kuskowim, en Alaska (Crawford et Muir, 2008; Fuller *et al.*, 1999; Quinn, 2005). En Russie, la distribution naturelle de cette espèce se trouve principalement sur la péninsule du Kamtchatka (Crawford et Muir, 2008) (figure 2.1).

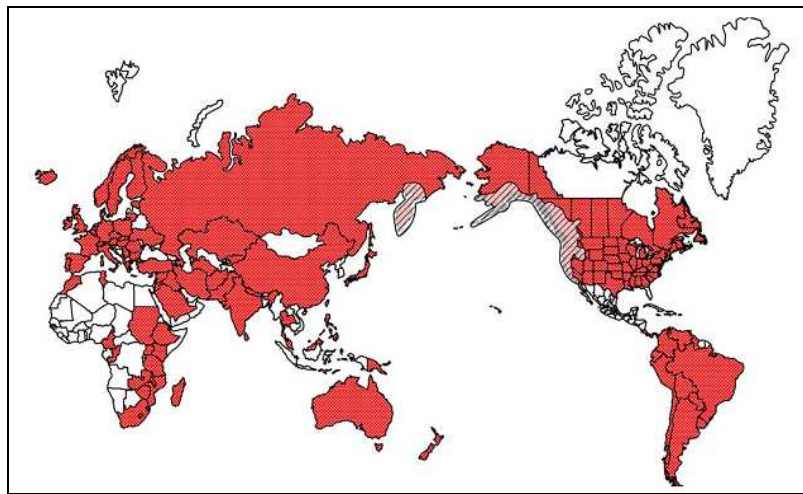


Figure 2.1: Répartition d'*Oncorhynchus mykiss* W. dans le monde. La zone rayée représente les populations d'origine alors que la zone pleine représente les populations introduites et naturalisées.

Source : Crawford, S.S. et Muir, A.M. (2008). p. 322

La répartition géographique actuelle de la truite arc-en-ciel résulte entre autres de son introduction dans les eaux de tous les continents, à l'exception de l'Antarctique, et à sa grande

plasticité (Crowl *et al.*, 1992). D'ailleurs, selon Matthews *et al.* (2005), la truite arc-en-ciel a été introduite dans plus de 80 pays, dont le reste du Canada, les États-Unis, la Russie et le Mexique, alors que selon Casal (2006), la truite arc-en-ciel a été introduite dans 90 pays. Cependant, d'après ce dernier, il n'y a que 69 pays dans lesquels elle se serait véritablement établie (figure 2.1).

Les espèces exotiques considérées comme de bons envahisseurs sont souvent associées à une série particulière de traits tels qu'une plasticité phénotypique élevée et une croissance rapide. Les espèces partageant ces traits peuvent être en mesure de surmonter les divers éléments environnementaux tels que les changements climatiques et la fragmentation des habitats (Scherer-Lorenzen *et al.*, 2007) et favoriser leur survie et reproduction dans le milieu récepteur (Crawford et Muir, 2008). Les espèces salmonicole ont une plasticité phénotypique leur permettant de vivre dans des habitats sous diverses conditions environnementales (biotiques et abiotiques) (Dodson, 2000). D'ailleurs, selon Crawford et Muir (2008) la plasticité du cycle de vie, de la physiologie et du comportement des salmonidés les rend hautement adaptables à un nouvel environnement et a également facilité leur distribution mondiale actuelle. Plus précisément, la plasticité du cycle de vie et de la physiologie prédispose les salmonidés de la famille des *Oncorhynchus* à la dispersion de leurs descendants et leur fournit une opportunité plus élevée d'occuper de nouveaux habitats à travers le monde (Crawford et Muir, 2008). Par conséquent, la caractérisation de leur alimentation, leur habitat et leur période de fraie s'avère difficile à établir.

Selon Jalabert et Fostier (2010), la plasticité de la truite arc-en-ciel fait que cette espèce peut s'adapter aux conditions abiotiques très variées pourvu que quelques exigences minimales telles que celles de la teneur en oxygène dissous et la température de l'eau soient satisfaites. Les comportements alimentaires et sociaux de cette espèce sont également des facteurs qui font que la truite arc-en-ciel peut facilement s'adapter dans un nouvel environnement (Jalabert et Fostier, 2010). De plus, selon Thibault *et al.* (2010), la truite arc-en-ciel est une espèce capable de surmonter les différentes étapes mentionnées au chapitre 1 (introduction, établissement et dispersion) afin de s'établir dans un nouvel environnement. Cette capacité à

surmonter les différentes étapes fait que la truite arc-en-ciel est considérée comme une espèce naturalisée¹ dans certains pays d'Europe, d'Amérique du Sud, d'Afrique et d'Asie (Krueger et May, 1991).

Selon Le François *et al.* (2010), l'étendue de la répartition actuelle de la truite arc-en-ciel est non seulement le résultat de facteurs biologiques, mais également de facteurs économiques. Premièrement, la truite arc-en-ciel est une espèce relativement robuste, elle tolère une large gamme de qualités d'eau et de températures. Deuxièmement, elle est très recherchée comme poisson sportif pour la pêche récréative. Troisièmement, elle est facile à cultiver par rapport à plusieurs autres espèces de poissons et son élevage est facilement rentable. Finalement, la truite arc-en-ciel est utilisée tant pour la consommation humaine que pour l'ensemencement. Tous ces éléments ont eu pour effet de favoriser l'expansion de la répartition de la truite arc-en-ciel à travers le monde (Casal, 2006; Crawford et Muir, 2008; Crowl *et al.*, 1992; Matthews *et al.*, 2005; Welcomme, 1988).

2.1 Niche écologique de la truite arc-en-ciel

Les conditions environnementales abiotiques sont généralement l'obstacle le plus important qu'une espèce doit surmonter (figure 1.1) (Moyle et Light, 1996). En effet, plus une espèce ichthyologique est tolérante aux facteurs abiotiques tels que la température, le taux de salinité et la concentration en oxygène dissous, plus ses chances de survivre dans un nouvel environnement sont élevées (Crowl *et al.*, 1992). Plus précisément, le succès de l'établissement d'une population de truite arc-en-ciel autonome dépend de la température, de la vitesse du courant, de la qualité du substrat pour la fraie (Thibault *et al.*, manuscrit en préparation) et de la concentration en oxygène dissous (Kerr et Lasenby, 2000). Selon Kerr et

¹ Il est important de faire la distinction entre l'acclimatation et la naturalisation. Selon Lazard et Lévêque (2009), l'acclimatation est l'adaptation d'une espèce à des conditions nouvelles. L'acclimatation n'aboutit pas nécessairement à l'installation d'une population dans un nouvel environnement puisqu'il se peut que l'espèce introduite ne puisse se reproduire dans l'habitat où elle a été introduite. Pour sa part, la naturalisation se produit lorsque l'espèce introduite peut vivre et se reproduire dans son nouvel habitat.

Lasenby (2000), la truite arc-en-ciel est reconnue pour être plus tolérante que les autres salmonidés, principalement l'omble de fontaine. Selon ces auteurs, c'est pour cette raison que la truite arc-en-ciel est souventensemencée dans tous les types de cours d'eau, incluant des eaux considérées marginales pour les autres espèces de salmonidés.

2.1.1 Température

Chaque espèce de poisson peut vivre dans un certain intervalle de températures en ayant un préférendum thermique qui correspond à la zone de température où l'espèce se maintient le plus facilement. À l'extérieur de cette zone de préférendum, l'espèce peut être appelée à disparaître (Arrignon, 1998). Selon Scott et Crossman (1974), le préférendum thermique de la truite arc-en-ciel se situe entre 13,0 et 21,0 °C. Toutefois, selon Raleigh et *al.* (1984), la température préférentielle de l'espèce se situe entre 0,0 °C et plus de 25,0 °C. De plus, il arrive parfois que certains individus réussissent à survivre, sur une courte période, à des températures allant jusqu'à 29,0 °C (Matthews et Berg, 1997).

La truite arc-en-ciel peut résister à des températures plus élevées que d'autres salmonidés telle que la truite Dolly Varden (*Salvelinus malma*) (Baxter *et al.*, 2007), l'omble de fontaine (Cunjack et Green, 1984) et l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) (Elliott et Elliott, 2010). Ainsi, il est possible de constater que la truite arc-en-ciel a généralement une plus grande plasticité thermique que d'autres salmonidés. Le saumon atlantique et la truite brune en sont des exceptions. En effet, ces espèces peuvent résister pour une courte durée à des températures dépassant les 30,0 °C (Elliott et Elliott, 2010). Malgré le fait que la truite brune puisse résister à des températures plus élevées que la truite arc-en-ciel, Molony (2001) mentionne que la truite arc-en-ciel peut tolérer des températures plus élevées que la truite brune lors de la période de fraie.

2.1.2 Oxygène dissous

L'oxygène dissous est un autre paramètre abiotique important, car il conditionne l'état de vie des organismes aquatiques. Sa teneur peut être critique, spécialement dans les milieux profonds et peu agités (TTOBA, 2006). En général, les salmonidés survivent mieux dans les habitats dont la concentration en oxygène dissous est supérieure à 7,0 mg/l (Arrignon, 1998; Raleigh *et al.*, 1984) à l'exception de la truite de Gila (*Oncorhynchus gilae*) pour laquelle la concentration en oxygène dissous doit être supérieure à 9,0 mg/l (Pittenger, 2002). La truite arc-en-ciel peut également survivre dans des milieux dont le taux d'oxygénation est légèrement au-dessous de 3,0 mg/l (Matthews et Berg, 1997). Cependant, une concentration aussi faible d'oxygénation peut avoir des impacts négatifs sur l'alimentation, la reproduction et la croissance de l'espèce (Raleigh *et al.*, 1984). En effet, selon Matthews et Berg (1997), à cette concentration, les individus deviennent stressés et arrêtent de s'alimenter, ce qui, selon Raleigh *et al.* (1984), peut générer des impacts négatifs sur leur croissance. De plus, selon Raleigh *et al.* (1984), ce faible niveau d'oxygène dissous peut diminuer la fécondité et empêcher les poissons de frayer.

Selon Elliott et Elliott (2010), la truite brune peut résister aux mêmes concentrations d'oxygène dissous que la truite arc-en-ciel alors que le saumon atlantique et l'omble chevalier peuvent résister à des concentrations légèrement plus faibles. Cependant, de manière générale, les salmonidés ont besoin à long terme d'une concentration en oxygène dissous de plus de 7,0 mg/l (Arrignon, 1998).

2.1.3 Vitesse du courant

La vitesse du courant est le troisième facteur déterminant pour la truite, car elle influence la répartition de l'espèce dans un cours d'eau, en permettant la dérive d'invertébrés, l'oxygénation des frayères et la modification du substrat (Baglinière et Maisse, 1991; Khodari, 2005). La truite arc-en-ciel préfère les rivières à courant modéré (Bernatchez et Giroux, 2000)

dont le lit est graveleux et où il y a des fosses et des rapides (Scott et Crossman, 1974). D'ailleurs, Raleigh *et al.* (1984) mentionnent que la tolérance de l'espèce à l'égard de la vitesse de courant peut varier entre 10 et 22 cm/sec alors que selon Blanchet (2007), elle peut varier entre 0 et 45 cm/sec. D'autre part, Raleigh *et al.* (1984) ont démontré que la truite arc-en-ciel peut tolérer relativement les mêmes vitesses de courant que la truite brune et l'omble de fontaine. En effet, selon Essington *et al.* (1998), ces deux espèces peuvent tolérer des vitesses de courant variant entre 13 et 21 cm/sec. Les données de Blanchet (2007) montrent que le saumon atlantique est plus tolérant que la truite arc-en-ciel, car il peut résister à des vitesses de courant allant jusqu'à 60 cm/sec.

En somme, les niches écologiques des différentes espèces de salmonidés se ressemblent et la limitation de certains facteurs abiotiques tels que la température de l'eau, le taux d'oxygène dissous et la vitesse de courant, ne peuvent expliquer à eux seuls pourquoi la truite arc-en-ciel a un meilleur taux de survie dans un nouvel environnement par rapport aux autres espèces salmonicole. Ainsi, dans la section suivante, d'autres facteurs pouvant expliquer le succès d'introduction de la truite arc-en-ciel seront abordés, tels que son cycle de vie et son mode d'alimentation.

2.2 Fraie et cycle de vie

Comme mentionné au chapitre 1, pour qu'une espèce réussisse à se maintenir dans un nouvel environnement, sa résistance à l'égard des facteurs abiotiques et biotiques doit être assez grande afin que le taux de reproduction (survie) soit supérieur au taux de mortalité (Sol, 2007). Fausch *et al.* (2001) ont constaté que le succès de l'établissement de la truite arc-en-ciel dans le monde peut être étroitement lié à la concordance de l'émergence des alevins et à la faible probabilité d'inondation lors des périodes de crues. Selon Crawford et Muir (2008), le succès mondial de la truite arc-en-ciel peut être attribué à une combinaison de facteurs tels que son importance sociale comme espèce de pêche sportive dans la culture occidentale, son importance en tant que poisson de consommation dans la culture sud-asiatique, la persistance

des gestionnaires à l'égard des efforts d'ensemencement initial, la manipulation des traits biologiques par l'élevage sélectif et l'entretien continu des populations grâce à la culture artificielle en éclosérie. Cependant, la plasticité du cycle biologique de la truite arc-en-ciel en général et plus particulièrement sa physiologie et son comportement font que la truite arc-en-ciel a une facilité d'adaptation lorsqu'elle est introduite dans un nouvel environnement. De plus, ces auteurs mentionnent que la plasticité du cycle biologique de la truite arc-en-ciel, sa physiologie et son comportement ont facilité sa distribution mondiale actuelle (Crawford et Muir, 2008). D'ailleurs, selon Crowl *et al.* (1992), les espèces ayant une certaine plasticité reproductive, telle que la truite arc-en-ciel, sont plus susceptibles d'envahir les habitats utilisables rapidement.

La fraie de la truite arc-en-ciel a lieu généralement au printemps entre les mois de mars et août, mais surtout de la mi-avril à la fin juin (Scott et Crossman, 1974) et parfois à l'automne (Bernatchez et Giroux, 2000). Cependant, certaines populations frayent de décembre à avril (Scott et Crossman, 1974). De plus, en Californie, il arrive qu'à certains endroits la truite arc-en-ciel se reproduise deux fois par année (Crisp, 2000; Scott et Crossman, 1974). La température préférentielle de frais varie entre 10,0 °C et 15,5 °C (Scott et Crossman, 1974). En général, cette espèce fraie dans les petits tributaires des rivières ou dans les cours d'eau d'entrée ou de sortie des lacs qu'elle habite. Les frayères sont généralement des lits de gravier fin situés dans un rapide en amont d'une fosse. D'ailleurs, pour être viable, une population lacustre doit habituellement avoir à sa disposition un tributaire à fond de gravier où l'espèce peut frayer (Scott et Crossman, 1974). Les femelles creusent plus d'un nid dans le gravier pour y déposer leurs œufs. Dépendamment de sa taille, une femelle peut produire entre 200 et 12 749 œufs (Scott et Crossman, 1974). Cependant, en Colombie-Britannique la production moyenne varie entre 4 083 et 4 422 œufs (Scott et Crossman, 1974). Par comparaison, la truite brune produit en moyenne 2 020 œufs, la truite fardée peut produire entre 226 et 4 420 œufs (la moyenne est de l'ordre de 1 100 à 1 700 œufs), le saumon atlantique produit en moyenne 700 œufs par livre de poids corporel, l'omble chevalier peut produire entre 3 000 et 5 000 œufs et l'omble de fontaine peut produire entre 100 et 5 000 œufs (Scott et Crossman, 1974).

Suite à l'éclosion des œufs, qui a lieu quatre à six semaines après la ponte, les juvéniles résident d'abord dans le ruisseau. Par la suite, dépendamment de leur origine, certains individus restent dans les ruisseaux ou les rivières toute leur vie alors que d'autres migrent vers les lacs tout de suite après la fraie, avant l'automne ou après un à trois ans, ou bien migrent vers la mer après seulement deux années (Scott et Crossman, 1974). L'âge et la taille à maturité sexuelle varient énormément en fonction de l'habitat. Généralement, les mâles atteignent la maturité sexuelle plus tôt que les femelles (Scott et Crossman, 1974); certains mâles deviennent matures à partir de l'âge d'un an (Quinn, 2005; Scott et Crossman, 1974) alors que la femelle atteint l'âge de maturité vers six ans (Scott et Crossman, 1974).

Dans tous les systèmes d'eau douce, la croissance des poissons et leur taux de survie sont influencés par les facteurs abiotiques et biotiques. De plus, la croissance est directement liée à la qualité et la quantité de nourriture disponible pour les poissons dans un écosystème donné. La vitesse à laquelle un poisson se développe est fonction de la quantité d'énergie consommée et de la vitesse à laquelle il perd cette énergie. Les paramètres physico-chimiques de l'eau, tels que la température et la concentration en oxygène dissoutes, sont des facteurs importants qui défavorisent également la croissance des poissons (Budy *et al.*, 2003). D'ailleurs, selon Budy *et al.* (2003), la truite arc-en-ciel est facile à élever et elle démontre une bonne croissance par rapport aux autres espèces de poissons. C'est en partie pourquoi elle est l'espèce la plusensemencée dans l'ouest des États-Unis. De plus, il a été montré que la truite arc-en-ciel peut croître plus rapidement que d'autres espèces de salmonidés tels que l'omble de fontaine (Whitworth et Strange, 1983), la truite Dolly Varden et le saumon atlantique (Baxter *et al.*, 2007).

2.3 Alimentation

Les prédateurs généralistes, en particulier ceux capables de se nourrir d'une gamme de tailles et de types de proies variées, sont plus susceptibles de vivre dans des habitats ayant une source abondante de nourriture, maximisant ainsi leur succès (Crowl *et al.*, 1992). La truite arc-en-

ciel en est un exemple (Le François *et al.*, 2010). En effet, le régime alimentaire de la truite arc-en-ciel varie selon l'âge, la taille et l'habitat (Scott et Crossman, 1974). L'alimentation chez les alevins est composée principalement de zooplancton alors que les adultes se nourrissent de plancton, de crustacés, d'insectes aquatiques et terrestres, de limaces, de sangsues et d'œufs de poissons (habituellement des saumons). Chez les adultes de grande taille, l'alimentation est également composée de diverses espèces de poissons (Scott et Crossman, 1974). Dans les rivières, les vitesses de courant favorables à l'alimentation se rencontrent surtout en radier ou plat courant. En effet, la séquence radier/plat est une aire d'activité journalière privilégiée pour la truite, car c'est à cet endroit que l'abondance de nourriture est la plus élevée (Crisp, 2000). Cependant, dans les ruisseaux, les juvéniles se déplacent en radier pour se nourrir, car c'est à cet endroit que les sources potentielles de nourriture dérivent (Arrignon, 1998). D'ailleurs, la truite arc-en-ciel juvénile ou adulte envahit souvent les ruisseaux intermittents pour s'y nourrir (Crisp, 2000).

L'ensemble des caractéristiques biologiques présentées dans ce chapitre a permis de tracer un portrait de la tolérance de la truite arc-en-ciel à une grande variété de conditions d'habitat. Cette plasticité a eu pour conséquence d'en faire une espèce dont le succès dans différents habitats a eu des impacts sur l'intégrité écologique de nombreux écosystèmes dans le monde, mais aussi des impacts sociaux et économiques. Les prochains chapitres préciseront en détail les impacts pathologiques, écologiques, génétiques et socio-économiques que la truite arc-en-ciel a pu avoir à la suite de son introduction accidentelle ou volontaire dans de nouveaux environnements.

Chapitre 3

Impacts de l'introduction des truites arc-en-ciel

L'introduction délibérée ou accidentelle d'espèces en dehors de leur aire de répartition naturelle est un élément clé expliquant entre autres la perte de la biodiversité causée par l'homme, la nuisance faite aux espèces natives et la perturbation des écosystèmes (Leprieur *et al.*, 2008; Nentwig, 2007). En général, plus l'introduction des espèces exotiques dans une région est importante, plus la probabilité que ces espèces deviennent invasives et qu'elles aient des impacts augmente (Leprieur *et al.*, 2008). De ce fait, l'introduction d'espèces exotiques peut avoir des impacts écologiques, pathologiques, socio-économiques et génétiques (Alves *et al.*, 2007; Cambray, 2003; Casal, 2006; Copp *et al.*, 2005; Cowx, 1997; Falk-Petersen *et al.*, 2006; Holmlund et Hammer, 2004; Welcomme, 1988). En utilisant la truite arc-en-ciel en exemple, ce chapitre présentera de manière plus élaborée ces impacts.

3.1 Impacts pathologiques

Puisque la quantité des introductions de poissons a augmenté de façon considérable au cours des dernières décennies, les agents pathogènes se sont multipliés dans les hydrosystèmes naturels (Arrignon, 1998; Blanc, 1997; Crawford, 2001; Peterson, 2004). En effet, un des risques les plus persistants liés au mouvement d'organismes vivants ou transformés à travers le monde est la transmission de pathogènes et de parasites à de nouveaux individus dans un nouvel environnement (Blanc, 1997; Crawford, 2001; Welcomme, 1988). D'ailleurs, plusieurs espèces de poissons ont montré des signes de maladie ou de parasitisme à la suite d'une introduction (Welcomme, 1988) et ce, surtout à la suite d'ensemencements non contrôlés (Arrignon, 1998). De fait, le transfert d'espèces exotiques envahissantes est responsable de plus de la moitié de tous les cas enregistrés des maladies infectieuses émergentes (*Emerging*

Infectious Diseases-EID) (Tompkins et Poulin, 2006). Par conséquent, cet impact présente aux États-Unis, au Royaume-Uni, en Australie, en Afrique du Sud, en Inde et au Brésil des pertes biologiques mondiales de 100 milliards de dollars par année (CDB, 2009).

Selon Imbeault (2004), les infections sont également plus nombreuses chez les espèces indigènes vivant à proximité d'une aquaculture. D'ailleurs, selon une étude effectuée par Ortega *et al.* (1995 dans Imbeault, 2004) sur la flore bactérienne des cours d'eau et des poissons habitant en amont ou en aval d'installations piscicoles, les poissons vivant à proximité d'une pisciculture présentent des concentrations de pathogènes plus élevées que ceux vivant dans un milieu où il n'y a pas d'aquaculture. En effet, les piscicultures sont très rarement des systèmes fermés et l'eau à la sortie des élevages peut véhiculer des agents pathogènes sur de longues distances. Par exemple, une étude effectuée par Munro et Duncan (1977, cités dans Blanc, 1997) a démontré que le virus de la nécrose pancréatique infectieuse (NPI), une maladie virale qui peut avoir d'importantes conséquences négatives sur les espèces les plus sensibles, dont les salmonidés (truites et saumons), peut être détectable dans les effluents des élevages plusieurs kilomètres en aval d'une salmoniculture (Blanc, 1997). Ce virus cause des mortalités élevées chez certains poissons ayant une importance économique. Par conséquent, il est considéré comme l'un des problèmes majeurs des maladies des poissons aux États-Unis, au Canada et en Europe (Hnath, 1983). Malgré le fait que les adultes ne peuvent pas être affectés par la NPI, ils peuvent tout de même être porteurs de ce virus et le transmettre à d'autres individus ou de génération en génération par les œufs. Par conséquent, un alevin peut déjà être atteint avant même d'éclore et le taux de mortalité chez les alevins d'une population touchée peut varier entre 10 et 90 % (Hnath, 1983).

En milieu naturel, les épidémies parasitaires, liées aux introductions des poissons, ne deviennent souvent visibles qu'après avoir provoqué des modifications éthologiques ou des mortalités importantes dans les populations (Blanc, 1997). L'impact en milieu naturel d'un pathogène introduit passe le plus souvent inaperçu. Le cas du virus de la NPI mentionné dans le paragraphe précédent en est un exemple. De plus, Blanc (1997) mentionne que les impacts

observés, telle que la mortalité massive, sont fréquemment attribués erronément à d'autres facteurs, dont la pollution anthropique.

Bailey (1991) constate que lors de projets d'ensemencement, le contrôle de pathogènes est généralement insuffisant. Ce faible contrôle peut engendrer une diminution de la productivité et de la survie des espèces ensemencées et des populations indigènes. Il mentionne par le fait même que l'introduction d'un pathogène exotique dans un plan d'eau où les populations indigènes ne possèdent pas de résistance à ce pathogène présente un risque considérable. Bailey (1991) mentionne d'ailleurs qu'au Canada et aux États-Unis, les deux maladies les plus communes et les plus dommageables sont la furonculose (*Aeromonas salmonicida*) et la maladie de la NPI. D'ailleurs, ces deux maladies peuvent être introduites par la truite arc-en-ciel. Ces dernières se retrouvent chez plusieurs salmonidés, mais aussi chez d'autres espèces telles que les meuniers (*Catostomus spp.*), le doré jaune (*Sander vitreus*), la perchaude (*Perca flavescens*) et les brochets (*Esox spp.*).

De plus, la truite arc-en-ciel est responsable de l'introduction en Europe et en Amérique du Sud de la furonculose et de la maladie de la bouche rouge (*Yersinia ruckeri*) (Lever, 1998). C'est pourquoi la furonculose et la maladie de la bouche rouge seront discutées dans les exemples suivants. Par contre, la maladie de la NPI ne sera pas discutée dans les exemples suivants puisqu'elle a été abordée plus tôt dans ce chapitre. Les maladies causées par *Ichthyophthirius multifiliis*, *Hexamita salmonis*, *Loma salmonae* et *Saprolegnia ferax* seront également présentées, car elles ont des impacts importants sur les espèces indigènes.

3.1.1 Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel : le cas d'*Aeromonas salmonicida*

La furonculose, une maladie causée par *Aeromonas salmonicida*, a été découverte en Norvège en 1964 à la suite d'une importation de la truite arc-en-ciel provenant du Danemark. La maladie s'est répandue autant en aquaculture qu'en milieu naturel. En 1992, il fut évalué que

550 aquacultures auraient été infectées par cette maladie à la suite d'une propagation dans les cours d'eau naturels. La propagation rapide de la maladie a entre autres été associée à l'évasion d'espèces d'élevage et au mouvement naturel des espèces indigènes (Raynard *et al.*, 2007). Selon Crawford (2001), la furonculose aurait également été introduite en Amérique du Nord dans l'écosystème des Grands Lacs par la libération de salmonidés non indigènes, telle que la truite arc-en-ciel. Dans cet écosystème, la furonculose est considérée comme un fléau pour les salmonidés indigènes tels que le saumon atlantique, l'omble de fontaine, le touladi et le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*). Il sert aussi d'hôte primaire à de nombreuses espèces non salmonicole telles que les naseux, les ménés, les barbottes, les épinoches, le grand brochet, les chabots et la perchaude. Ironiquement, les salmonidés introduits, dont la truite arc-en-ciel, sont moins sensibles à la furonculose que le sont les salmonidés indigènes comme l'omble de fontaine (Crawford, 2001). De nos jours, en raison de sa répartition à travers le monde, de la multiplicité de ses hôtes et des dégâts qu'il engendre dans les aquacultures et en milieu naturel, *Aeromonas salmonicida* est l'un des pathogènes les plus étudiés (Imbeault, 2004).

3.1.2 Exemple d'introduction bactérienne causée par la truite arc-en-ciel : le cas *Yersinia ruckeri*

La maladie de la bouche rouge est causée par la bactérie *Yersinia ruckeri*. Cette bactérie a été signalée pour la première fois en France dans un élevage de truitelles de truites arc-en-ciel en 1981. Lors de cette même année, entre 5 et 10 % des stocks de truites arc-en-ciel dans cette aquaculture ont été tués par cette bactérie (Blanc, 1997). De plus, Blanc (1997) a observé que la présence de cette bactérie dans des élevages voisins a provoqué des épisodes similaires de mortalités de truites arc-en-ciel. Le signalement de cette bactérie dans les populations d'élevage a amené à constater qu'elle avait aussi été introduite dans les populations sauvages des écosystèmes aquatiques se trouvant à proximité des aquacultures. Son aire de distribution actuelle englobe les écosystèmes dulçaquicoles et marins et s'étend aux principaux pays producteurs de salmonidés (Blanc, 1997). Selon Blanc (1997), *Yersinia ruckeri* peut affecter

18 espèces ichthyologiques différentes, soit neuf espèces de salmonidés et 11 espèces d'autres familles (*Anguilla anguilla*, *Acipenser baeri*, *Carassius auratus*, *Lota lota*, *Pimephales promelas*, *Pollachius virens*, *Scophthalmus maximus* et *Thymallus thymallus*).

3.1.3 Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel: le cas d'*Ichthyophthirius multifiliis*

Ichthyophthirius multifiliis est un cilié parasitaire qui cause la maladie des points blancs (Pardo *et al.*, 2009; Scholz, 1999; William *et al.*, 2007). Il a été introduit en Amérique du Sud par l'ensemencement de truites arc-en-ciel et de truites brunes (Pardo *et al.*, 2009; William *et al.*, 2007). Entre 1937 et 1942, des œufs de truites arc-en-ciel provenant de l'Amérique ont été introduits dans le lac Titicaca en Bolivie et au Pérou afin de promouvoir une pêche récréative. L'introduction de ces truites dans ce lac a apporté une nouvelle source de prédation pour les espèces indigènes d'*Orestias spp.* en plus d'introduire accidentellement un nouveau parasite, *Ichthyophthirius multifiliis*. Ce cilié parasitaire a contribué à la mortalité massive chez les poissons du genre *Orestias spp.*, des espèces pêchées commercialement (Pardo *et al.*, 2009, William *et al.*, 2007). La mortalité de l'espèce *Orestias agassizii* a d'ailleurs été évaluée à 18 millions d'individus (Blanc, 1997; William *et al.*, 2007) alors que l'espèce *Orestias cuvieri* a complètement disparu du lac en raison de ce parasite (Edington et Edington, 1986).

3.1.4 Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel: les cas d'*Hexamita salmonis* et *Loma salmonae*

En Grande-Bretagne, la majorité des truites d'élevage sont des truites arc-en-ciel produites pour la consommation humaine (Poynton, 1986). Selon une étude effectuée par Poynton (1986) sur la truite brune (une espèce indigène de la Grande-Bretagne), de plus fortes prévalences des parasites *Hexamita salmonis* et *Loma salmonae* ont été enregistrées chez les

truites brunes habitant des sites à proximité d'aquaculture de la truite arc-en-ciel. En effet, entre la fin des années 1970 et le début des années 1980, il y a eu trois évasions de truites arc-en-ciel provenant d'une aquaculture et chacune de ces évasions comportait entre 500 à 5 000 individus. Certaines de ces truites arc-en-ciel étaient infectées par *Hexamita salmonis* et *Loma salmonae*. Par conséquent, ces truites ont infecté les populations sauvages de truites brunes et des saumons d'élevage libérés en milieu naturel et se trouvant à proximité de cette aquaculture (Poynton, 1986). Une grande partie de la préoccupation découle du fait que de nombreux centres d'élevage de truites arc-en-ciel sont situés sur les rivières de première importance pour la pêche sportive et que la majorité de ces centres utilisent ces rivières comme source d'eau. L'utilisation de l'eau des rivières se trouvant à proximité a provoqué la contamination des espèces sauvages par ces deux pathogènes (Poynton, 1986).

Au niveau mondial, *Loma salmonae* affecte les truites arc-en-ciel élevées dans des fermes piscicoles en Écosse, en Angleterre, aux États-Unis, plus précisément dans les États de la Géorgie (Becker et Speare, 2007), de la Californie et de l'Alaska (Becker et Speare, 2007), ainsi que dans la province de la Colombie-Britannique au Canada (Bader *et al.*, 1998). Ramsay *et al.* (2001) prévoient que *Loma Salmonae* continuera de causer des problèmes, car ce parasite peut survivre autant en milieu naturel qu'en aquaculture, en plus d'être apte à survivre dans des conditions difficiles.

3.1.5 Exemple d'introduction parasitaire causée par la truite arc-en-ciel: le cas de *Saprolegnia ferax*

Dans le nord-ouest des États-Unis, la mortalité embryonnaire massive d'amphibiens, tel que le crapaud boréal (*Bufo boreas*), est associée à la présence de l'agent pathogène oomycète causant la saprolégniose (*Saprolegnia ferax*). La saprolégniose est une maladie courante de poissons, en particulier ceux élevés en pisciculture (Kiesecker *et al.*, 2001). De nombreuses espèces de poissons introduites dans les lacs du Nord-Ouest (par exemple, *Salmo spp.*,

Salvelinus spp., et *Oncorhynchus spp.*) sont des transporteurs de *Saprolegnia spp.*, y compris *Saprolegnia ferax* (Kiesecker *et al.*, 2001).

Kiesecker *et al.* (2001) ont montré que l'exposition d'embryons de crapaud boréal à des truites arc-en-ciel infectées par *Saprolegnia ferax* pouvait provoquer la mortalité de ces embryons. Ils ont également montré que les poissons infectés de pisciculture extensive ou semi-intensive incluant ceux qui semblent en bonne santé pouvaient également transmettre directement le pathogène lors du développement embryonnaire des amphibiens. De plus, quelle que soit l'origine de *Saprolegnia ferax*, l'empoissonnement peut avoir une influence sur la densité de *Saprolegnia ferax*, ce qui peut augmenter les taux d'infection.

Au Canada, les introductions d'espèces piscicoles telles que la truite arc-en-ciel, la truite brune et l'omble de fontaine ont été accompagnés d'agents pathogènes dont *Saprolegnia ferax* et *Saprolegnia parasitica*. Ces pathogènes ont notamment été identifiés comme responsables d'une mortalité importante d'œufs et de larves de la grenouille léopard (*Lithobates pipiens*), dans la vallée de Creston en Alberta (COSEPAC, 2009).

Malgré le fait que ce ne soit qu'un bref aperçu de la situation réelle, les points évoqués ci-dessus démontrent que l'introduction de la truite arc-en-ciel, en aquaculture ou dans un nouvel environnement par ensemencement, peut avoir des impacts indirects sur d'autres espèces en introduisant des pathogènes. En effet, les pathogènes mentionnés ci-haut et introduits par la truite arc-en-ciel peuvent contaminer les espèces indigènes, ce qui à long terme peut diminuer leur population ou même l'anéantir. Toutefois, la truite arc-en-ciel peut-être responsable de l'introduction de plusieurs autres pathogènes qui peuvent également avoir des impacts majeurs sur les populations indigènes (Raynard *et al.*, 2007).

3.2 Impacts écologiques

L'introduction d'une espèce de poisson exotique dans un écosystème ne peut se faire sans impacts écologiques sur la structure et les fonctions de cet écosystème (Crawford, 2001). Les impacts des introductions des poissons varient cependant en nature, en intensité et en détectabilité (Crawford, 2001). D'ailleurs, des analyses spatiales ont révélé que les régions ayant une diversité relativement faible d'espèces de poissons indigènes ont tendance à avoir subi un plus grand nombre de tentatives d'introductions intentionnelles (Crawford, 2001).

Selon Hilliard (2005), il y a présence d'impacts écologiques lorsque la biodiversité locale d'une zone ou les processus écologiques de celle-ci sont modifiés par les espèces exotiques envahissantes. À court terme, ces impacts sont généralement mineurs et parfois même invisibles, alors qu'à long terme ces impacts peuvent devenir plus importants. Ces derniers peuvent résulter de la compétition avec des espèces indigènes pour l'espace et l'alimentation, la prédation sur des espèces indigènes, la modification de l'habitat et des conditions environnementales, la modification du cycle alimentaire, le déplacement des espèces indigènes, la réduction de la biodiversité et les extinctions locales (Hilliard, 2005). Cependant, comme plusieurs espèces de poissons exotiques sont introduites dans un même environnement et que le mélange d'espèces est très variable, les effets d'une seule espèce sont difficilement identifiables et les impacts sont susceptibles de varier d'un milieu à l'autre (Rowe, 2007).

Malgré le fait que tous les environnements aquatiques pouvant soutenir des poissons peuvent être potentiellement envahis par de nouvelles espèces ichtyologiques, les espèces exotiques introduites ont généralement plus de succès dans les environnements déjà altérés par l'Homme (García-Berthou, 2007) et où les espèces indigènes sont stressées ou réduites en nombre (Baute et Bernatchez, 2003). Par exemple, dans la Vallée Centrale de la Californie, les rivières détériorées ont tendance à être dominées par des espèces exotiques alors que dans la région des Grands Lacs Laurentiens, l'invasion des poissons exotiques a été facilitée par la surexploitation des espèces indigènes et la pollution (Moyle et Cech, 2000). Un autre exemple

est celui du saumon atlantique où une chute importante des populations a été observée lors des dix dernières années au Québec. Cette chute est associée à de multiples facteurs tels que la surpêche, la destruction de l'habitat, la pollution, les barrages et les changements climatiques. Dans ce cas, il est possible qu'un changement additionnel dans l'écosystème, tel que l'apparition de la truite arc-en-ciel ou d'un compétiteur-prédateur, n'a fait qu'aggraver la situation de la population du saumon atlantique du Québec déjà en déclin (Baute et Bernatchez, 2003).

Cependant, selon Moyle et Cech (2004), il arrive fréquemment que les poissons indigènes persistent dans les environnements altérés où les poissons exotiques ne sont pas présents. Ce qui signifie, selon eux, que les espèces exotiques introduites peuvent être la cause directe de la disparition d'espèces indigènes par la compétition, la prédation, la modification environnementale (modification de l'habitat), la transmission de maladie (vue dans la section 3.1) et l'hybridation (sera abordée dans la section 3.3). Dans cette section, seules la prédation et la compétition seront abordées, car selon Dabbadie et Lazard (2003), les modifications de l'habitat causées par les espèces exotiques naturalisées sont très complexes et subtiles.

3.2.1 Compétition

La compétition est la demande, généralement au même moment, de plus d'un organisme pour la même ressource de l'environnement au-delà de l'offre immédiate (Larkin, 1956 dans Moyle et Cech, 2000). Selon le principe de Gause, deux espèces ayant des exigences écologiques identiques, c'est-à-dire exploitant une ressource limitante unique, ne peuvent coexister indéfiniment dans un milieu stable et homogène. En effet, la plus compétitive des deux espèces finira à plus ou moins long terme par éliminer l'autre (Depotte *et al.*, 2003). La compétition fonctionne comme un mécanisme qui structure les populations biotiques, car deux espèces ont rarement des besoins écologiques identiques. Par exemple, deux espèces qui évoluent dans deux milieux différents peuvent avoir des besoins écologiques similaires, mais pas identiques. Si ces deux espèces se retrouvent, un jour, dans un même milieu, les

différences entre elles seront probablement augmentées par l'interaction compétitive de telle manière que les ressources en litige seront divisées entre elles (Moyle et Cech, 2000). Elles démontreront alors un partage des ressources. La pression de sélection pourrait donc forcer les espèces à diverger de manière permanente les unes par rapport aux autres par les biais comportementaux, morphologiques ou physiologiques (par exemple le déplacement de caractère) (Moyle et Cech, 2000).

Les salmonidés introduits dans les lacs et les cours d'eau peuvent entrer en compétition avec les faunes de poissons indigènes pour la nourriture et l'espace (Krueger et May, 1991). D'ailleurs, il existe deux types de compétition, soit la compétition d'exploitation (c.-à-d. l'exploitation des ressources qui est limitée à l'égard de la demande potentielle) et la compétition par interférence (c.-à-d. l'utilisation d'une ressource par une espèce qui fait obstacle à l'utilisation de cette ressource par une autre espèce, indépendamment de l'offre) (Crawford, 2001; Krueger et May, 1991; Ricklefs et Miller, 2005). Ces deux types de compétition peuvent être intraspécifiques ou interspécifiques. Cependant, la compétition d'exploitation est majoritairement interspécifique. Selon Ricklefs et Miller (2005), l'exploitation par interférence n'est pas très fréquente, car généralement les espèces utilisent la même ressource, mais elles l'exploitent à des périodes différentes de la journée ou de la saison. La compétition d'exploitation se produit généralement lorsqu'une espèce utilise une ressource plus rapidement et plus efficacement que les autres espèces. D'ailleurs, ce phénomène est plus difficile à détecter par rapport aux effets de la compétition par interférence (Crawford, 2001). Finalement, selon Ricklefs et Miller (2005), les populations ne concurrencent pas de manière intraspécifique et interspécifique qu'avec une seule autre espèce pour une seule ressource, mais plutôt avec plusieurs espèces pour diverses ressources. Par conséquent, selon eux, de nombreuses espèces sont prédisposées à la compétition diffuse par laquelle les interactions compétitives ont lieu simultanément au travers des différentes ressources.

Les conséquences de la compétition peuvent modifier la niche écologique d'une espèce indigène. Ce déplacement de niche peut faciliter la coexistence des deux espèces ou au

contraire conduire à l'extinction locale ou régionale de l'espèce native (Blanchet, 2007; Krueger et May, 1991; Williamson, 1996). La compétition dans les cours d'eau peut survenir principalement dans deux situations : (a) la compétition pour l'habitat ou (b) la compétition pour l'alimentation (Krueger et May, 1991). Les paragraphes suivants illustreront des exemples d'impacts causés par la compétition entre la truite arc-en-ciel et d'autres espèces salmonicole.

Le premier exemple choisi est celui de la compétition entre la truite arc-en-ciel et la truite brune. En Europe, l'introduction de la truite arc-en-ciel a considérablement modifié la composition de l'habitat de certaines rivières. En effet, l'habitat de la truite brune en présence de la truite arc-en-ciel a été significativement affecté par le déplacement de la niche écologique de la truite brune. Ces résultats ont été corroborés par les expériences sur le terrain de Blanchet *et al.* (2007) qui montrent un plus faible pourcentage de recapture de la truite brune en la présence de la truite arc-en-ciel. Blanchet *et al.* (2007) remarquent également que les truites arc-en-ciel sont significativement plus grandes que les individus de la truite brune indigène. D'ailleurs, les poissons de plus grande taille dominent généralement ceux de plus petite taille. Néanmoins, ces différences dans la taille ont principalement été constatées en Europe et en Amérique du Nord, où la truite arc-en-ciel croît plus vite que la truite brune. Par conséquent, les résultats de Blanchet *et al.* (2007) suggèrent que la capacité concurrentielle de la truite arc-en-ciel est due aux caractéristiques de l'espèce et à sa taille avantageuse par rapport à la truite brune, ce qui a alors affecté négativement les populations indigènes de la truite brune. De plus selon eux, la capacité concurrentielle de la truite arc-en-ciel est avantageusement influencée par les caractéristiques environnementales du milieu telles que la densité des poissons indigènes présentes dans le milieu, la température de l'eau et la variabilité de la vitesse de courant.

Le deuxième exemple est celui de la compétition entre la truite arc-en-ciel et le saumon atlantique. L'introduction de la truite arc-en-ciel dans les rivières à saumon du Québec en est une bonne illustration (Blanchet, 2007). En effet, au Québec, la truite arc-en-ciel cohabite avec le saumon atlantique qui, selon Blanchet (2007), est une espèce emblématique très recherchée

par les pêcheurs sportifs. Le mode d'alimentation des jeunes saumons atlantiques est très similaire à celui des truites arc-en-ciel (Blanchet, 2007). D'ailleurs, selon Dodson (2000), ces deux espèces peuvent entrer en compétition pour le territoire et l'alimentation. Au Québec, les captures sportives du saumon atlantique ont diminué de 67 % au cours des 20 dernières années en raison, entre autres, de l'introduction de la truite arc-en-ciel pour la pêche, de l'augmentation du taux de mortalité en mer, des changements climatiques, de la surpêche, de la dégradation des habitats et de l'apparition d'obstacles empêchant l'espèce de migrer vers l'amont des rivières (Thibault *et al.*, manuscrit en préparation). L'établissement de populations autonomes de la truite arc-en-ciel dans les rivières à saumon pourrait accélérer le déclin de l'abondance du saumon atlantique si cette espèce continue de contribuer à la hausse de la mortalité et au taux de réduction de la croissance des juvéniles des saumons par la compétition. De plus, la mise en place potentielle d'aquaculture en cage de la truite arc-en-ciel dans certains bassins hydriques du Québec pourrait hypothétiquement conduire à une plus forte abondance de cette espèce exotique par les évasions et amplifier son impact sur les populations indigènes du saumon atlantique (Thibault *et al.*, manuscrit en préparation).

Les impacts de la compétition sur la croissance d'une espèce en début de vie peuvent réguler l'abondance des adultes et provoquer l'exclusion de l'espèce. C'est pourquoi le troisième exemple concerne la compétition entre la truite arc-en-ciel et l'omble de fontaine. La compétition pour les ressources alimentaires entre l'omble de fontaine et la truite arc-en-ciel (Ensign *et al.*, 1991) a eu des impacts négatifs sur les populations d'omble de fontaine (Rose, 1986). En effet, à la suite de l'émergence de la truite arc-en-ciel, le taux de croissance de l'omble de fontaine a diminué. Dans l'étude de Rose (1986), il a été démontré que le taux de croissance de l'omble de fontaine est passé d'un taux de croissance supérieur à 0,5 mm/jours (avant l'émergence de la truite arc-en-ciel) à 0,25 mm/jour (après l'émergence de la truite arc-en-ciel). De plus, selon lui, le taux de croissance de la truite arc-en-ciel en présence de l'omble de fontaine est plus élevé (supérieur à 0,7 mm/jour) qu'en son absence. D'autre part, les juvéniles de la truite arc-en-ciel peuvent diminuer la croissance des juvéniles de l'omble de fontaine dans les affluents du Lac Supérieur par l'exploitation et la compétition par interférence pour la nourriture (Rose, 1986). En effet, les deux espèces se nourrissent surtout

de juvéniles de diptères aquatiques, de trichoptères, d'éphéméroptères et d'insectes adultes de divers ordres (Rose, 1986). De plus, la truite arc-en-ciel s'alimente d'individus de plus petite taille lors de la dérive des cours d'eau, les rendant ainsi non disponibles pour l'omble de fontaine. L'omble de fontaine doit alors s'alimenter d'individus dont la taille est plus près de la limite supérieure de sa capacité d'alimentation. Cette restriction alimentaire a forcé l'omble de fontaine à consommer moins d'aliments, ce qui a eu des impacts négatifs sur le taux de sa croissance et sur sa densité de population. En effet, Rose (1986) a remarqué qu'à la fin de ses observations, la truite arc-en-ciel était 50 % plus abondante que l'omble de fontaine dans le ruisseau étudié.

Le dernier exemple de compétition concerne la truite arc-en-ciel et la truite Dolly Varden. Selon Baxter *et al.* (2007), la truite arc-en-ciel est une espèce envahissante qui perturbe l'abondance des proies terrestres de la truite Dolly Varden dans les ruisseaux printaniers de l'île d'Hokkaido dans le nord du Japon. Cette compétition a de fortes conséquences sur le comportement, la croissance et l'abondance de la truite Dolly Varden (Baxter *et al.*, 2007). En effet, l'invasion de la truite arc-en-ciel semble avoir entraîné une diminution de 77 %, en moyenne, de la biomasse de la truite Dolly Varden dans les sites où cette espèce est retrouvée (Baxter *et al.*, 2007). L'étude de Baxter *et al.* (2007) montre que l'invasion de la truite arc-en-ciel affecte directement les populations d'invertébrés terrestres de la truite Dolly Varden. En effet, les données de cette étude sur le régime alimentaire de la truite Dolly Varden et la truite arc-en-ciel montrent que la truite arc-en-ciel est plus efficace à monopoliser les sources alimentaires que la truite Dolly Varden. La monopolisation de ces sources alimentaires par la truite arc-en-ciel a forcé la truite Dolly Varden à se déplacer vers une nouvelle niche écologique et à s'alimenter de proies benthiques au lieu de proies terrestres (Baxter *et al.*, 2007). Les observations subaquatiques de cette étude démontrent également que les truites arc-en-ciel ne diminuaient pas seulement la provision de proies pour les truites Dolly Varden, mais que par leur comportement plus agressif, elles dominaient aussi le comportement des truites Dolly Varden en les forçant à quitter les zones les plus abondantes en nourriture et en réduisant de 66 % leur taux global de recherche alimentaire durant la journée.

Baxter *et al.* (2007) suggèrent également que les salmonidés indigènes dans d'autres régions du monde pourraient être touchés de la même manière, car la truite arc-en-ciel consomme beaucoup d'insectes terrestres et qu'elle est l'une des espèces de poissons les plus courammentensemencées dans le monde. De plus, les auteurs de l'étude signalent que d'autres salmonidés indigènes comme l'omble à taches blanches (*Salvelinus leucomaenis*), l'huchon japonais (*Hucho perryi*) et le saumon masou (*Oncorhynchus masou*) ont été déplacés de leur environnement par la truite arc-en-ciel (Baxter *et al.*, 2007).

3.2.2 Prédation

La prédation est un autre moyen par lequel les poissons introduits dans un environnement peuvent affecter les espèces indigènes (Couture, 2002). La prédation directe, définie ici comme la consommation directe des proies par les prédateurs, peut entraîner la diminution d'individus dans les populations de proies. La présence d'un prédateur introduit peut ainsi influencer le comportement des poissons indigènes tout en modifiant la distribution des populations (Crowl *et al.*, 1992). De plus, les poissons prédateurs au sommet du réseau alimentaire peuvent modifier les propriétés écologiques fondamentales telles que la dominance de certaines espèces, les caractéristiques physiques de l'écosystème, la productivité primaire et le recyclage des éléments nutritifs (Buria *et al.*, 2007). Dans certains cas, il est évident que les poissons prédateurs causent des impacts directs provoquant l'élimination des espèces indigènes et ces prédateurs peuvent avoir des effets en cascade sur plusieurs niveaux du réseau trophique (Buria *et al.*, 2007).

À la suite de prédation effectuée sur des populations indigènes, la truite arc-en-ciel a été en partie reconnue responsable de la diminution de populations naturelles telles que la disparition d'espèces indigènes dans le parc National de Río Abiseo et le lac Titicaca au Pérou (Ortega *et al.*, 2007), la diminution des populations de *Lepidomeda vittata* en Arizona (Helfman, 2007; Robinson *et al.*, 2003), la disparition d'espèces de *Galaxidae* en Nouvelle-Zélande, du *Galaxias maculatus* dans le lac Purrumbete en Australie (Wilson, 2005) et du *Galaxias fuscus*

en Australie et Nouvelle-Zélande (Helfman, 2007), la diminution des populations naturelles d'espèces salmonicole dans le lac Ohrid en Macédoine yougoslave (Welcomme, 1988), la diminution des populations de truitelles de la truite brune en France (Bardonnet *et al.*, 2009) et la diminution des populations du saumon atlantique au Québec (Blanchet, 2007). Également, Fish (1966, dans Crowl *et al.*, 1992) relate un exemple pour le lac Waingata (dans le nord de la Nouvelle-Zélande) qui a étéensemencé de truites arc-en-ciel en 1953. Avant que la truite arc-en-ciel ne soit introduite dans le lac Waingata et qu'elle exerce une prédation sur la population d'inanga nain (*Galaxias gracilis*), cette population était importante, mais à partir de 1959, la population de galaxiidés est devenue très rare, puis presque totalement absente dès 1964. Un autre exemple est celui de la population d'inanga nain du lac Taharoa (également dans le nord de la Nouvelle-Zélande). Autrefois, cette population était abondante, mais à la suite de deux années consécutives d'ensemencement de la truite arc-en-ciel à la fin des années 1960, l'abondance des individus de cette population a beaucoup diminué. Elle est devenue extrêmement rare dans ce lac (Crowl *et al.*, 1992). Cette espèce se retrouve d'ailleurs dans la catégorie vulnérable sur la liste rouge mondiale des espèces menacées de l'UICN (2010).

Les impacts écologiques de la truite arc-en-ciel par la prédation sur des invertébrés sont aussi importants. Une expérience effectuée par Feltmate et Williams (1989) a montré que les truites arc-en-ciel pouvaient diminuer significativement l'abondance des perles (« stoneflies ») dans les effluents du Lac Ontario. En effet, 35 % de la diminution de l'abondance des perles est en partie attribuable aux effets directs de la prédation alors que la majeure partie de cette diminution est attribuable à l'émigration des perles suite à une pression de la prédation effectuée dans une partie de la rivière. Une autre étude, effectuée par Buria *et al.* (2007) dans le bassin de Nahuel Huapi dans le nord-ouest de la Patagonie en Argentine, a par ailleurs montré que la taille des populations de macroinvertébrés aquatiques est différente entre les secteurs des cours d'eau avec et sans les truites arc-en-ciel. Dans les secteurs où les truites arc-en-ciel sont présentes, l'étude montre une prédominance des individus de petite taille (≤ 3 mm) et la rareté ou l'absence de spécimens de grande taille. Par contre, dans les secteurs où les truites arc-en-ciel sont absentes, les spécimens de grande taille ont été trouvés. En conséquence, la composition taxinomique, la biomasse totale et la structure fonctionnelle

s'avèrent être très différentes entre les deux secteurs. Dans cette étude, les espèces qui ont bénéficié de la présence de la truite arc-en-ciel (par exemple, les chironomides), compensent pour la perte des espèces qui ont été déprimées par la prédation de cette truite (ex. *Tipula kuscheli*). Ainsi, la truite arc-en-ciel peut modifier la composition et la distribution des espèces et la fréquence des tailles de ces proies (Buria *et al.*, 2007).

La prédation due aux introductions de poissons peut également avoir des effets très néfastes sur les populations d'amphibiens (Knapp et Matthews, 2000). Par exemple, la prédation effectuée par les truites exotiques introduites, telle que la truite arc-en-ciel, dans les lacs en haute altitude en Californie réduit les larves d'amphibiens, ce qui peut diminuer indirectement les populations de couleuvres rayées (*Thamnophis elegans*) qui s'alimentent principalement de ces amphibiens (Baxter *et al.*, 2007). De plus, l'introduction de la truite fardée, de la truite arc-en-ciel et de l'omble de fontaine dans les lacs des montagnes de l'Ouest américain, a entraîné un impact négatif important sur les populations des grenouilles à pattes jaunes des montagnes (*Rana muscosa*). En effet, la prédation sur ces populations d'amphibiens de ces lacs a contribué au déclin des populations de grenouilles à pattes jaunes des montagnes (Knapp et Matthews, 2000).

3.3 Impacts génétiques

Selon Allendorf (1991), les impacts génétiques liés à l'introduction d'espèces exotiques sont plus difficiles à déceler et à surveiller que les impacts écologiques, mais ils sont tout aussi importants. Bien que les impacts des espèces introduites sur les communautés indigènes soient souvent causés par leur capacité à concurrencer les espèces indigènes ou à s'alimenter de ces dernières, leur capacité à s'hybrider avec des espèces indigènes et à provoquer une introgression a également de graves conséquences. En effet, l'hybridation² et l'introgression³

² Selon Verspoor *et al.* (2007), l'hybridation se définit comme « le croisement des individus provenant de différentes populations génétiques (hybridation intraspécifique) ou espèces (hybridation interspécifique) qui aboutit à la création de descendants. » Traduction libre (p. 485)

avec des espèces indigènes peuvent conduire à un autre type d'extinction, soit la perte du génotype des populations distinctes, également connue sous le nom d'extinction génétique (Gunnell *et al.*, 2008).

De plus, selon Largiadèr (2007), les activités humaines, telle que la modification des habitats qui comprend la mise en place de corridors de migration, génèrent des occasions croissantes pour les taxons anciennement allopatriques de se rencontrer et de s'hybrider. Selon lui, il est de plus en plus évident que ces taxons introduits s'hybrident avec des espèces indigènes et d'autres espèces introduites. Par conséquent, une préoccupation croissante quant à l'intégrité génétique des taxons indigènes et à leur extinction, est de plus en plus présente. D'ailleurs, selon Largiadèr (2007), l'hybridation et l'introgression naturelles et anthropiques semblent avoir augmenté de manière exponentielle ces dernières années.

Selon Berrebi (1997), il peut être étonnant de mentionner que l'introduction d'un taxon différent aboutit à une perte de la biodiversité alors qu'il y a enrichissement par des allèles exotiques. Selon lui, tant que l'introgression est modérée, il y a gain de variabilité. Cependant, au-delà de 50 %, il y a un risque de perte de la biodiversité (Berrebi, 1997). D'ailleurs, selon Berrebi (1997), le fait d'ensemencer un taxon domestique homogène en grande quantité sur toute l'aire de répartition des populations sauvages risque de diminuer les différences génétiques entre les populations ayant subi l'introgression. De plus, selon la FAO (2006), l'une des grandes inquiétudes apportées par l'aquaculture touche la biodiversité. En effet, les pratiques d'aquaculture généralisées sont souvent le catalyseur de l'homogénéisation de nombreuses espèces de poissons (Olden *et al.*, 2004). Par conséquent, les transformations génétiques peuvent provenir d'espèces introduites, d'espèces domestiquées ou d'espèces génétiquement modifiées. Les effets néfastes d'une modification génétique d'une espèce peuvent conduire soit à la contamination de la propriété génétique d'une espèce indigène par hybridation ou au déclin d'une espèce indigène par introgression (FAO, 2006). C'est pourquoi

³ Selon Krueger et May (1991), l'introgression se définit comme le flux de gènes d'un pool génétique d'une espèce à l'intérieur du pool génétique d'une autre espèce (ou sous-espèce). » Traduction libre (p. 71)

dans cet essai, deux thèmes seront abordés soit l'hybridation et l'introgession en plus du phénomène d'homogénéisation, car ce phénomène a un grand impact au niveau mondial sur la perte de diversité.

3.3.1 Homogénéisation

Selon McKinney et Lockwood (1999), la combinaison entre l'extinction d'espèces, d'une part, et l'introduction d'espèces exotiques, d'autre part, peut conduire au phénomène d'homogénéisation biotique. Selon ces auteurs, l'homogénéisation biotique se définit comme étant l'érosion des dissimilitudes entre les régions ou à l'inverse l'accroissement des similarités entre les régions. D'un point de vue écologique, l'homogénéisation biotique est reliée à une baisse de la diversité biologique alors que d'un point de vue génétique, elle est reliée à une baisse des F_{st} ⁴ (Olden *et al.*, 2004).

Selon Krueger et May (1991), les populations évoluent afin de maximiser leur adaptation à la niche écologique qu'elles occupent. Cette évolution entraîne des changements dans le groupe de gènes d'une population, ce qui amènera l'espèce à s'adapter à un environnement particulier. Si une population d'espèces exotiques génétiquement différente d'une population d'espèces indigènes est introduite et qu'elle se reproduit avec succès avec la population d'espèces indigènes, les différences génétiques entre les deux populations vont diminuer (Krueger et May, 1991). De plus, si le programme d'ensemencement est très répandu et si le croisement entre les deux populations est fréquent, la population indigène adaptée à un environnement spécifique sera remplacée par une plus grande population homogène moins adaptée (Krueger et May, 1991). Selon Weber et Fausch (2003), plusieurs études ont démontré que les caractéristiques morphologiques des poissons d'élevage sont plus homogènes à travers une vaste étendue géographique par rapport aux caractéristiques morphologiques des poissons

⁴ Selon Verspoor *et al.* (2007) l'indice de fixation (F_{st}) se définit comme une mesure statistique de la proportion, de 0 à 1, de la variance génétique au sein de ces populations ou entre ces dernières. Traduction libre. P. 484

indigènes pour une même étendue géographique. Ces données suggèrent également que les pratiques d'élevage promeuvent les caractéristiques qui sont mieux adaptées aux écloseries (ces caractéristiques sont similaires dans une grande partie du monde) comparativement à celles permettant la survie d'une espèce en milieu naturel.

Shine *et al.* (2000) ont constaté depuis quelques années une tendance vers l'homogénéisation biologique. Selon eux, cette situation va à l'encontre du modèle habituel de l'évolution qui tend à une différenciation de plus en plus élevée entre les espèces de deux régions données. Selon Cambray (2003), le célèbre livre « *The Compleat Angler or Contemplative Man's Recreation* » publié en 1653 parle de l'importance de la pêche récréative, ce qui, selon lui, serait probablement le début de l'homogénéisation globale d'espèces de la pêche récréative, telle que la truite arc-en-ciel qui fut introduite dans les eaux « vierges » dans le monde entier afin de fournir un nouvel emplacement pour les pêcheurs. D'ailleurs, selon lui, la truite arc-en-ciel représente un cas extrême d'homogénéisation des ressources de la planète, car un pêcheur peut maintenant voyager autour du monde et pêcher cette espèce dans plus de 82 pays.

Selon Rahel (2000), les États-Unis en sont un exemple concret où la faune ichtyologique à travers ce pays est devenue plus similaire à travers le temps, en partie, en raison de l'introduction généralisée d'un groupe d'espèces cosmopolites ayant pour but l'amélioration des conditions alimentaires et de la pêche sportive (Rahel, 2000). En effet, ces espèces cosmopolites ont grandement contribué à l'homogénéisation des faunes de poissons de tous les États et elles comprennent des espèces populaires de la pêche sportive comme la truite arc-en-ciel (Rahel, 2000). En moyenne, les États frontaliers ont 15,4 espèces de plus en commun aujourd'hui qu'avant la colonisation européenne. De plus, il y a 89 États frontaliers qui auparavant n'avaient aucune espèce en commun et qui partagent maintenant une moyenne de 25,2 espèces. Par exemple, l'Arizona et le Montana n'avaient historiquement aucune espèce de poissons en commun. Or, ils partagent présentement 33 espèces (Rahel, 2000). Plus de la moitié des espèces de poissons se trouvant actuellement dans le Nevada, l'Utah et l'Arizona ne sont pas indigènes à ces États. Les États de l'Ouest et de la Nouvelle-Angleterre ont également

une faune ichtyologique fortement altérée; 25 à 49 % des espèces de poissons y sont introduites (Rahel, 2000).

3.3.2 Hybridation

Selon Scribner *et al.* (2001), l'hybridation est plus fréquente chez les poissons comparativement à n'importe quel autre groupe de vertébrés. Il semble que plusieurs facteurs peuvent expliquer la forte incidence de l'hybridation entre les taxons de poissons étroitement liés. Par exemple, il y a la fécondation externe, la faiblesse des mécanismes de comportements d'isolement, l'abondance inégale des deux espèces parentales et la compétition pour les sites de frais limités (Scribner *et al.*, 2001). De plus, la viabilité des progénitures provenant de croisements hétérospécifiques suggère que les poissons peuvent être moins sensibles aux incompatibilités de développement que sont les hybrides inter-spécifiques chez d'autres vertébrés de niveaux comparables de divergences génétiques (Scribner *et al.*, 2001).

Selon Largiadèr (2007), il existe deux types d'hybridation : l'hybridation interspécifique et l'hybridation intraspécifique. Selon lui, les poissons semblent s'hybrider le plus souvent au niveau interspécifique en raison de leur mode de fécondation généralement externe et de la faible présence de leur mécanisme d'isolation reproductif. De plus, Largiadèr (2007) se préoccupe de la perte de la diversité génétique, non seulement au niveau interspécifique, mais également au niveau intraspécifique puisque, l'hybridation intraspécifique peut homogénéiser les caractéristiques uniques des populations géographiquement distinctes et des espèces naissantes, ce qui réduit la spécification allopatrique et la diversité des espèces futures.

Selon Berrebi (1997), les conséquences génétiques n'apparaissent que si le taxon introduit s'hybride avec un taxon résidant et si tous leurs descendants sont complètement stériles. L'hybridation peut ainsi contribuer au déclin des espèces indigènes par le « gaspillage » d'une partie de l'effort de reproduction pour la production d'hybrides complètement stériles (Largiadèr, 2007). En effet, les conséquences génétiques ont la particularité de n'apparaître

que lorsqu'il y a croisement entre un taxon autochtone et un taxon introduit et qu'une portion de leurs descendants est stérile. Ces croisements n'auront un impact génétique à long terme sur une population naturelle que s'ils induisent un effet héréditaire. Ainsi, une hybridation dont les descendants sont stériles n'aura pas de conséquence génétique ultérieure, mais entraînera une diminution de la croissance de la population s'hybridant entre eux. La juxtaposition des gènes issus de taxons différents, telle que rencontrée dans le génome de la première génération, ne sera pas transmise aux générations suivantes. Dans ce cas, la modification génétique n'affecte qu'une génération d'organismes (Berrebi, 1997). Par exemple, l'hybridation entre l'omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*) et la truite arc-en-ciel produit des descendants stériles, ce qui joue un rôle dans le déclin des populations d'ombles à tête plate (Helfman, 2007). D'ailleurs, selon la liste rouge des espèces menacées de l'UICN, cet omble est considéré comme vulnérable (UICN, 2010).

Cependant, si l'hybridation consécutive à une introduction produit des descendants fertiles, il y aura introgression, ce qui signifie que la population native qui subit cet apport est modifiée génétiquement. Cette modification affectera l'intégrité des taxons parentaux et pourra ainsi modifier leurs caractéristiques biologiques (Berrebi, 1997). Par exemple, selon la COSEPAC (2006), il ne fait aucun doute que l'introduction de la truite arc-en-ciel a compromis l'intégrité génétique des populations de truites fardées versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) de la Colombie-Britannique et de l'Alberta (COSEPAC, 2006). En effet, en Alberta, il n'existe plus de population de la truite fardée versant de l'ouest génétiquement intacte dans les milieuxensemencés de truites arc-en-ciel, car ces truites fardées versant de l'ouest se sont toutes hybridées avec les truites arc-en-ciel. De plus, les populations de la truite arc-en-ciel se sont adaptées à leur nouveau milieu et elles continuent de se reproduire avec les populations de truites fardées versant de l'ouest et de leurs descendants hybridés. D'ailleurs, dans le bassin supérieur de la rivière Kootenay en Colombie-Britannique, une grande quantité de populations ont subi les répercussions de l'hybridation de la truite arc-en-ciel exotique introduite dans le but de satisfaire à la demande des pêcheurs. Des traces d'hybridation de la truite arc-en-ciel ont été décelées dans 78 % des cours d'eau de la région sur lesquels des analyses génétiques ont été faites. De plus, il fut montré que des populations d'hybrides entre la truite fardée

versant de l'ouest et la truite arc-en-ciel peuvent se créer en aussi peu que cinq générations. Ces populations hybrides représentent une sérieuse menace pour les autres populations de truites fardées versant de l'ouest dans l'ensemble de leur aire de répartition (COSEPAC, 2006).

Une situation similaire s'est produite dans le nord-ouest des États-Unis où l'introduction d'une souche de la truite arc-en-ciel exotique dans des peuplements indigènes sauvages de la truite fardée (*Oncorhynchus clarkii*) a engendré la production d'essaims hybrides (*hybrid swarms*), c.-à-d. une population d'hybrides qui a survécu au-delà de la première génération d'hybrides et qui se croise à d'autres hybrides ou qui se rétro-croise (figure 3.1) à des individus non hybrides (Bettles *et al.*, 2005). Selon Berrebi (1997) et Bettles *et al.* (2005), cette situation est considérée comme une extinction locale de la truite fardée. En effet, selon Bettles *et al.* (2005), il existait une divergence entre les deux espèces de truites, puisqu'il y avait d'importantes différences génétiques, chromosomiques et morphologiques. Cependant, l'introduction de la truite arc-en-ciel a abouti à une hybridation et une introgression extensive avec la truite fardée, éliminant ainsi les caractères adaptatifs de cette dernière.

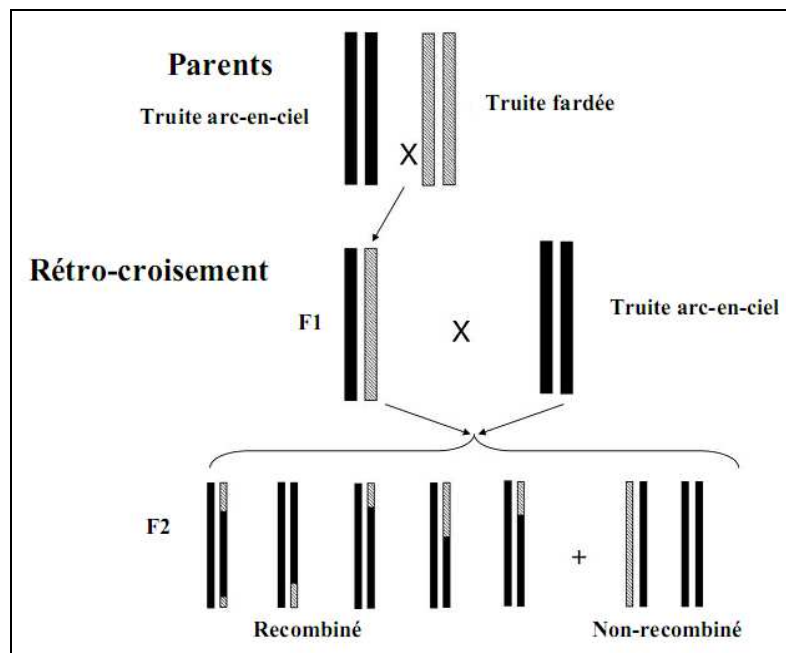


Figure 3.1: Rétro-croisement entre la truite arc-en-ciel et la truite fardée

Source : modifiée de Ng *et al.*, 2009 (<http://www.biomedcentral.com/1471-2199/10/43>)

3.3.3 Introgression

La principale conséquence de l'hybridation introgressive génétique est la recombinaison des génomes de deux formes d'hybridation. Les gènes provenant d'un taxon sont ainsi introgressés dans le groupe de gènes d'un autre taxon conduisant à un mélange de deux groupes de gènes. Cette introgression peut être asymétrique au niveau des taxons impliqués ainsi qu'au niveau des gènes (Berrebi, 1997).

L'hybridation introgressive peut également engendrer la rupture de complexes de gènes coadaptés, ce qui peut entraîner une réduction générale de la valeur adaptative (Berrebi, 1997). En effet, une caractéristique importante de la rupture des complexes de gènes coadaptés est que, en théorie, elle peut se produire entre les populations qui se sont adaptées à des environnements similaires extrinsèques (Largiadèr, 2007). La perte des populations adaptées localement par hybridation introgressive conduit à une réduction générale de l'aptitude d'une

espèce et de son potentiel d'adaptation, et peut donc la rendre encore plus vulnérable aux invasions (Berrebi, 1997; Largiadèr, 2007). C'est le cas en particulier quand une souche de pisciculture élimine graduellement toutes les diversités locales d'une espèce. Ces espèces perdent alors leurs micro-adaptations aux particularités de chaque cours d'eau habité, ce qui diminue également leur valeur adaptative locale (Berrebi, 1997; Welcomme, 2001).

Par exemple, lorsque l'ensemencement est effectué avec des espèces qui se retrouvent déjà dans le milieu ensemencé, mais d'une souche différente, il y a un risque de submersion génétique par lequel les caractères génétiques d'origine de la population d'accueil sont perdus et remplacés par le groupe génétique de la population ensemencée. Ce mélange de groupe génétique peut alors occasionner des problèmes de comportement tels que la modification de la période de fraie et de son emplacement (Welcomme, 2001). De plus, la rupture de complexes de gènes coadaptés peut engendrer un mauvais fonctionnement de l'organisme, ce qui peut causer une diminution intrinsèque de la valeur adaptative (Berrebi, 1997). Par exemple, dans le Montana aux États-Unis, une espèce locale de la truite arc-en-ciel a subi ce type d'extinction génétique à la suite d'une introduction de la truite arc-en-ciel provenant d'une autre souche. D'ailleurs, cette espèce locale n'existe plus à l'état pur que dans 2,5 % de son aire de répartition d'origine (Berrebi, 1997).

Selon Berrebi (1997), l'adaptation d'une population à son milieu est déterminée par l'environnement (par exemple la température) dans lequel elle vit. Ces micro-adaptations locales, issues de milliers d'années de sélection, peuvent être mises en défaut par l'introduction de taxons adaptés à d'autres conditions naturelles ou artificielles (souches domestiquées) (Berrebi, 1997). Par exemple, si une espèce occupe plusieurs bassins hydrographiques, il est possible qu'une certaine diversification existe entre ces populations, que ce soit par dérive génétique ou par micro-adaptation aux hétérogénéités écologiques.

Selon Berrebi (1997), l'introgession entre les taxons équivaut à l'extinction génétique de la population réceptrice. Les génotypes natifs disparaissent dès que l'introgession se généralise à un bassin et qu'elle amène une modification des individus par des mélanges génétiques. Cette

extinction signifie que les génotypes natifs sont mêlés de manière irréversible à des génotypes d'un taxon différencié. Les croisements de la truite arc-en-ciel avec d'autres salmonidés tels que le croisement entre la truite arc-en-ciel et le saumon coho dans la région des Grands Lacs en Amérique du Nord (Crawford, 2001; Scott et Crossman, 1974) ainsi que le croisement entre la truite arc-en-ciel et la truite de Gila dans le sud des États-Unis (Pittenger, 2002) en sont des exemples. D'ailleurs, la truite de Gila est considérée comme une espèce menacée d'extinction par le gouvernement fédéral des États-Unis depuis 1966, car à certains endroits elle a complètement perdu son intégrité génétique (Fuller *et al.*, 1999; Pittenger, 2002).

3.4 Impacts socio-économiques

Les impacts causés par une introduction ne se limitent pas qu'aux impacts biologiques et écologiques. En effet, les introductions d'espèces exotiques peuvent également avoir des répercussions socio-économiques (Emerton et Howard, 2008; Nentwig, 2007;). D'ailleurs, selon Alves *et al.* (2007), les avantages de l'introduction d'espèces exotiques se limitent aux avantages socio-économiques. Ces avantages sont d'ailleurs principalement liés aux retours monétaires que les espèces exotiques peuvent fournir aux populations humaines. Ces retours monétaires résultent de la commercialisation de poissons pour des sources alimentaires (une amélioration de la production piscicole augmente les revenus d'une pisciculture), des espèces ornementales ou bien des espèces dédiées à la pêche. Selon la base de données mondiale des « 100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde », faite par la GISD, les huit espèces de poissons se retrouvant sur cette liste ont été introduites pour des raisons socio-économiques soit l'aquaculture, la pêche récréative, l'alimentation et le contrôle biologique (tableau 3.1) (Cambray, 2003; GISD, s.d.).

Tableau 3.1: Raisons d'introduction des huit espèces de poissons faisant partie de la liste des 100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde

Espèces	Raisons de l'introduction
Silure grenouille (<i>Clarias batrachus</i> L.)	Aquaculture et pêche récréative
Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i> L.)	Aquaculture et pêche récréative
Gambuse (<i>Gambusia affinis</i> B.G.)	Contrôle biologique contre les moustiques
Perche du Nil (<i>Lates niloticus</i> L.)	Alimentation et pêche récréative
Achigan à grande bouche (<i>Micropterus salmoides</i> L.)	Pêche récréative
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i> W.)	Pêche récréative
Tilapia du Mozambique (<i>Oreochromis mossambicus</i> P.)	Aquaculture et pêche récréative
Truite brune (<i>Salmo trutta</i> L.)	Pêche récréative

Traduction libre

Source : Cambray, J.A. (2003). p. 225

3.4.1 Bénéfices économique de la pêche récréative

Historiquement, la valeur sociale de la pêche récréative était plus importante que la conservation de la biodiversité (Cambray, 2003; Welcomme, 1988). Par exemple, la pêche récréative de salmonidés exotiques en Nouvelle-Zélande rapporte 800 millions de dollars par an, ce qui dépasse de loin l'allocation du gouvernement qui est de 250 millions de dollars par an pour financer la conservation de la biodiversité (Allen *et al.*, 2006). De plus, les espèces récréatives sont devenues partie intégrante de la société de consommation. Par conséquent, certains pêcheurs ont grandi en pêchant des espèces exotiques, ce qui les amène à présumer qu'elles sont indigènes (Cambray, 2003). Par exemple, Alves *et al.* (2007) mentionnent qu'il n'existe aucune espèce de truites qui est indigène au Brésil et pourtant, il existe une culture locale liée à la truite arc-en-ciel depuis près de 50 ans. Elle inclut la pêche sportive, l'aquaculture et l'art culinaire. Un autre exemple, est celui de l'Afrique du Sud où les pêcheurs

veulent que la truite arc-en-ciel soit déclarée « espèce d'honneur indigène », car elle a été introduite dans le pays depuis plus de 100 ans (Cambray, 2003). De plus, les acteurs économiques tels que les pêcheurs, les magasins de sport, les magazines de sport, les couvoirs, les fournisseurs d'hébergement n'aident pas à résoudre le problème, puisqu'ils encouragent la mondialisation d'espèces exotiques de la pêche récréative par le biais de pratiques modernes de marketing (Cambray, 2003).

De nombreuses espèces introduites sont évaluées à la fois positivement et négativement par les différentes parties prenantes. Par exemple, les espèces de poissons envahissantes favorisant l'émergence de la pêche sportive sont souvent associées à une appréciation favorable du public, et ce, en dépit de leurs impacts écologiques négatifs. Selon Binimelis *et al.* (2007), les intérêts personnels ou sociaux peuvent donner de l'importance à certains effets d'une espèce envahissante, mais négliger les autres. D'ailleurs, Cambray (2003) souligne qu'en Nouvelle-Zélande, dans une publicité pour le tourisme, sous le titre « 100 % Pure New Zealand », un pêcheur est montré en train de capturer une truite arc-en-ciel. Or, il aurait été plus approprié de montrer un pêcheur en train de capturer un *New Zealand grayling* (*Prototroctes oxyrhynchus*), mais cette espèce est maintenant disparue à cause de l'introduction de salmonidés (Cambray, 2003).

Aux États-Unis, la pêche récréative d'espèces exotiques est une activité pratiquée par des millions de pêcheurs. Elle rapporte plusieurs millions de dollars annuellement. Par conséquent, d'après Fuller (2003), cette pêche est favorisée par rapport à la pêche d'espèces indigènes en raison de sa grande importance sociale. Par exemple, aux États-Unis, l'*U.S. Fish & Wildlife Service* (2006) a rapporté que les avantages sociaux (mesurés par la valeur économique nette) de la pêche récréative de la truite arc-en-ciel à la suite d'ensemencement provenant d'écloserie nationale ont totalisé 197,9 millions de dollars en 2004.

Selon Welcomme (1988), les impacts sociaux engendrés par les espèces exotiques récréatives sont particulièrement évidents lorsqu'une espèce exotique récréative déplace une espèce indigène recherchée par les pêcheurs. Par exemple, la truite fardée de l'ouest est une sous-

espèce prisée des pêcheurs récréatifs de l'Ouest canadien, qui a cédé sa popularité à la truite arc-en-ciel, une espèce introduite (COSEPAC, 2006). Présentement, cette espèce est considérée comme menacée dans son aire de répartition d'origine, car elle a été délogée par la truite arc-en-ciel (COSEPAC, 2006).

3.4.2 Bénéfices économiques de l'aquaculture

En général, l'aquaculture est une activité qui peut avoir des impacts économiques bénéfiques pour un pays. Par exemple, au Canada, en 2007, l'industrie de l'aquaculture a contribué à plus de 1,0 milliard de dollars au PIB, à plus de 321 millions de dollars en effets directs sur le PIB et à environ 683 millions en effets indirects. Elle a créé 14 495 emplois à temps plein, bien que l'effet global sur l'emploi aurait dû être plus élevé en raison du caractère saisonnier de certaines activités (MPO, 2010). D'ailleurs, la truite arc-en-ciel est l'espèce de poisson d'eau douce d'élevage la plus recherchée au Canada. En 2003, sa production canadienne était de 5290 tonnes, ce qui a rapporté au pays, 21 millions de dollars (MPO, 2006). En Ontario, quelque 3200 tonnes métriques (soit environ 7 millions de livres) de truites arc-en-ciel sont produites chaque année, contribuant pour plus de 38,2 millions de dollars à l'économie annuelle de cette province (MRN, 2010). Au Québec, en 2007, les ventes des truites arc-en-ciel élevées en aquaculture représentaient 33% (Chavez *et al.*, 2009) alors qu'en 2008, elle représentait 38% (Billette *et al.*, 2010).

3.4.3 Coûts de la gestion des espèces exotiques

Depuis que la répartition mondiale des espèces envahissantes et de leurs impacts s'est accrue, la communauté scientifique a cherché à recevoir la contribution d'économistes et de personnes du domaine des sciences sociales dans la recherche de solutions (Emerton et Howard, 2008). Malgré l'acceptation grandissante par les scientifiques et les économistes, l'importance accordée aux espèces envahissantes ainsi que l'utilisation d'approches et d'instruments

économiques pour mieux comprendre et traiter les espèces envahissantes sont récents (Emerton et Howard, 2008; Perrings *et al.*, 2005; Touza *et al.*, 2007). En effet, ce n'est que depuis quelques décennies que des outils économiques ont permis d'analyser les impacts de la dispersion d'espèces exotiques envahissantes (Emerton et Howard, 2008).

Les introductions d'espèces sont généralement la conséquence intentionnelle ou non des décisions économiques. L'approche économique du problème enquête sur les causes, les conséquences et les options pour régler le problème. Ces options comprennent des mesures préventives ainsi que des mesures plus familières telles que l'éradication, le confinement, l'atténuation et l'adaptation (Perrings *et al.*, 2005). En effet, les coûts associés à la lutte contre les espèces exotiques peuvent être énormes. Par exemple, en 2002, l'*U.S. Fish and Wildlife Service* a prédit que les coûts associés au rétablissement de populations de la truite de Gila dans la région d'Albuquerque au Nouveau-Mexique seraient d'environ 3 240 000 USD (pour une période de dix ans) (Pittenger, 2002). D'ailleurs, une des composantes du projet est le retrait des truites arc-en-ciel et des hybrides truites arc-en-ciel x truites de Gila, car l'hybridation introgressive avec la truite arc-en-ciel est la cause principale du déclin des populations de la truite de Gila (Pittenger, 2002).

Un autre exemple est celui du coût de restauration du ruisseau Sams et de l'évaluation des méthodes de restauration de l'omble de fontaine dans le parc National des Great Smoky Mountains (Moore *et al.*, 2005). Une des composantes du projet était l'élimination de la truite arc-en-ciel dans le ruisseau Sams sur une distance de 4,8 km. Dans ce projet, trois méthodes d'élimination de la truite arc-en-ciel ont été évaluées en 2003, soit la pêche électrique effectuée une fois par an sur une période de cinq à sept ans (180 119 USD), la pêche électrique effectuée de quatre à cinq fois par an sur une période de deux ans (74 496-90534 USD) et l'utilisation d'antimycine sur une période de deux ans (37 728 USD) (Moore *et al.*, 2005). L'utilisation d'antimycine a permis l'élimination totale de la truite arc-en-ciel sur une distance de 4,2 km du ruisseau Sams (Moore *et al.*, 2005). Dans aucun cas l'étude ne mentionne le coût total du projet, incluant le coût relié à la réinsertion de l'omble de fontaine, ce qui porte à croire que le coût final du projet doit être largement supérieur à 37 728 USD. De plus, les

coûts ne furent évalués que pour une distance de 4,8 km du ruisseau Sams, alors qu'en réalité il y a eu d'autres projets similaires, impliquant l'élimination complète ou partielle de la truite arc-en-ciel, qui ont été effectués dans divers cours d'eau du parc National des Great Smoky Mountains (Moore *et al.*, 2005).

Puisque les introductions d'espèces sont généralement la conséquence intentionnelle ou non des décisions économiques, il y a deux principaux facteurs qui amènent les gestionnaires à se préoccuper des espèces exotiques envahissantes. Le premier est que les impacts des espèces exotiques envahissantes sont déjà élevés et sont en pleine croissance, et ce, en raison de l'augmentation du transport d'organismes vivants en dehors de leur aire de répartition d'origine (Perrings *et al.*, 2005). Le deuxième est de nature contractuelle. En effet, l'article 8 (h) de la CDB oblige les parties contractantes, dans la mesure du possible et appropriée, d'empêcher l'introduction, de contrôler ou d'éradiquer les espèces exotiques qui menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces. D'ailleurs, c'est le premier accord international à engager les gouvernements à une protection mondiale des ressources biologiques de la terre (Perrings *et al.*, 2005)

Depuis le Sommet des Nations Unies à Rio de Janeiro en 1992 sur la CDB, où les espèces envahissantes furent considérées comme l'une des raisons principales de la perte de la biodiversité, les études économiques ont de plus en plus été utilisées pour justifier les mesures prises contre les espèces exotiques envahissantes (Born *et al.*, 2005). D'ailleurs, selon Born *et al.* (2005) l'évaluation économique peut être utilisée pour appuyer les décisions portant sur l'opportunité de consacrer les maigres ressources financières ou non à la préservation biologique. En effet, les impacts biologiques causés par les espèces exotiques envahissantes sont la source des coûts économiques que doivent payer les pays pour limiter les impacts causés par l'introduction d'espèces exotiques (Perrings *et al.*, 2005b). Par exemple, depuis plus de trente ans, des truites indigènes du Nouveau-Mexique et de l'Arizona sontensemencées afin de préserver les conditions d'origine du milieu (U.S. Fish and Wildlife Service, 2009). Néanmoins, à la suite de l'ensemencement dans le passé de salmonidés exotiques dans ces régions, telles que la truite arc-en-ciel et la truite fardée, les gestionnaires

doivent procéder à une analyse génétique des populations afin de s'assurer que génétiquement chaque populationensemencée se rapproche le plus possible des populations ancestrales de la truite de Gila et de la truite apache (*Oncorhynchus gilae apache*) (U.S. Fish and Wildlife Service, 2009). D'ailleurs, ces truites indigènes sont actuellement listées dans la liste dressée d'après la loi américaine sur les espèces menacées (« US Endangered Species Act ») (Wares *et al.*, 2004) et font partie de la catégorie en voie de disparition (truite de Gila) et en voie de disparition critique (truite apache) dans la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (UICN, 2010). Avant de réintroduire la truite apache les gestionnaires doivent s'assurer que les populations de truites apache bénéficieront de conditions favorables à leur survie, ce qui comprend la minimisation ou l'élimination complète de ses compétiteurs (par exemple truite brune et omble de fontaine) et l'élimination totale du potentiel d'hybridation avec la truite arc-en-ciel et la truite fardée. Les gestionnaires ont donc procédé à l'enlèvement de ces espèces dans certains cours d'eau de la région du Nouveau-Mexique et de l'Arizona. En 2009, les gestionnaires ont estimé que le coût total pour le rétablissement des 30 populations de truites apache serait de 2 150 000 USD (U.S. Fish and Wildlife Service, 2009).

Chapitre 4

Recommandations

Dans la section précédente, les impacts pathologiques, écologiques, génétiques et socio-économiques qui pouvaient être engendrés par l'introduction délibérée ou accidentelle de la truite arc-en-ciel ont été abordés. Dans ce chapitre, des recommandations sont proposées afin de limiter la répartition des pathogènes et de limiter les impacts écologiques qu'exerce la truite arc-en-ciel sur les espèces. Finalement, des solutions sont suggérées afin de diminuer les coûts associés à la gestion d'espèces exotiques.

Il faut cependant noter que cet essai n'a pas pour but de présenter une solution à toutes les problématiques liées à l'introduction d'espèces exotiques. En effet, la réalité à laquelle sont confrontés les gestionnaires des pêches est complexe, ce qui fait que les solutions liées aux problèmes concernant la gestion d'espèces exotiques peuvent également être complexes. En outre, malgré le fait que la gestion des espèces exotiques vise principalement la conservation de l'habitat d'origine et la préservation de la biodiversité, les décisions effectuées par les gestionnaires dépendent continuellement de facteurs non contrôlables tels que le manque de ressources financières et le manque de main-d'œuvre. De plus, la pression effectuée par le public ou les associations de pêcheurs, favorisant l'introduction d'espèces exotiques de pêche telle que la truite arc-en-ciel, est un autre facteur que les gestionnaires doivent considérer lors de la prise de décision.

Les recommandations proposées dans ce chapitre se basent principalement sur celles proposées par l'article 8 (h) de CDB (1992). Ces recommandations sont la prévention, le contrôle, l'éradication et le confinement à l'égard d'espèces exotiques menaçant des écosystèmes, des habitats ou des espèces. En effet, ces recommandations ont pour but de limiter les impacts causés par les espèces exotiques envahissantes de par le monde. Les

recommandations de ce chapitre sont adaptées afin d'atteindre le quatrième objectif de cet essai, soit celui de proposer des recommandations permettant de réduire les impacts causés par la truite arc-en-ciel.

4.1 Prévention

Tout d'abord, la prévention est la méthode la plus efficace et la moins coûteuse contre les espèces exotiques envahissantes. En effet, prévenir la dispersion et l'établissement d'espèces potentiellement envahissantes est la première étape pour lutter contre l'invasion par une espèce exotique (CDB, 2009). Cette méthode pourrait également s'appliquer à l'introduction de truites arc-en-ciel. En effet, prévenir l'introduction de la truite arc-en-ciel dans un nouvel environnement permettrait d'éviter que cette dernière introduise des pathogènes et qu'elle ait un impact sur les espèces indigènes par la compétition, la prédation ou l'hybridation. Ces mesures pourraient comprendre des réglementations interdisant l'introduction de truites arc-en-ciel ou encore la création d'obstacles empêchant la migration de la truite arc-en-ciel dans les cours d'eau réhabilités ou protégés.

Selon la CDB (2009), la prévention consiste également à réguler les introductions volontaires et à limiter les introductions accidentelles par le biais de l'identification des espèces et des voies d'accès à risque potentiellement élevé. Par exemple, le public qui pratique la pêche récréative ne reconnaît pas pleinement la nécessité de protéger la biodiversité. C'est pourquoi des approches novatrices et la coopération mondiale entre les pays et les organisations sont nécessaires afin de limiter les impacts causés par une espèce exotique (Cambray, 2003), telle que la truite arc-en-ciel. D'ailleurs, une méthode de prévention utilisée est l'éducation. Par exemple, les gestionnaires pourraient faire des campagnes d'éducation au public afin de diminuer la propagation des espèces exotiques envahissantes en donnant de l'information sur ces espèces par le biais de brochures, d'affiches publicitaires ou de conférences (CDB, 2009). Cette méthode de prévention permettrait, par exemple, d'éduquer le public sur la répartition d'origine de la truite arc-en-ciel et de le sensibiliser aux impacts pathologiques, écologiques,

génétiques et socio-économiques que peut causer cette espèce dans les habitats se situant en dehors de sa répartition d'origine. De plus, cette campagne publicitaire pourrait également démontrer l'importance de préserver la biodiversité et de favoriser les espèces de pêches indigènes par rapport aux espèces de pêches exotiques telle que la truite arc-en-ciel.

D'ailleurs, selon Cambray (2003), la perte de la biodiversité aquatique causée par l'introduction d'espèces exotiques récréatives doit être arrêtée d'urgence. En effet, selon lui, il est temps de promouvoir l'idée de l'importance de la conservation de la biodiversité plutôt que de l'introduction d'espèces exotiques pour le plaisir de la pêche. D'ailleurs, selon Cambray (2003), si les scientifiques, qui travaillent sur des espèces de poissons d'eau douce, n'encouragent pas la sensibilisation du public, qui le fera? En effet, la communauté internationale reconnaît la nécessité de protéger la diversité biologique, mais très peu de pays s'engagent activement à prendre leurs responsabilités en vertu de l'article 8 (h) sur la conservation *in situ* de la CDB. En promouvant l'importance de la conservation de la biodiversité, des espèces telles que la truite de Gila, la truite fardée et la truite apache pourraient être protégées. En effet, ces truites se retrouvent sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (2010) en partie à cause d'une érosion génétique occasionnée par l'hybridation avec la truite arc-en-ciel.

Une autre mesure de prévention est le choix de l'espèce à introduire pour l'aquaculture ou à ensemercer, car les organismes vivants arrivent parfois à s'échapper ou à se disperser dans un nouvel environnement, et ce, même dans les systèmes d'aquaculture en milieu fermé. C'est pourquoi il est recommandé de faire l'élevage ou l'ensemencement d'espèces indigènes plutôt que celle d'espèces exotiques (FAO, 2006), telle que la truite arc-en-ciel. En effet, mettre en place ces mesures pourrait entre autres empêcher l'hybridation de la truite arc-en-ciel avec des espèces indigènes, comme mentionné ci-haut, éviter les impacts écologiques qu'elle pourrait avoir sur l'écosystème et, à long terme, diminuer les coûts de gestion. En effet, si la truite est une espèce exotique sur le lieu d'introduction, il y a des chances qu'à long terme les gestionnaires aient à prendre d'autres mesures afin de diminuer les impacts qui auront été engendrés par cette espèce exotique, ce qui pourrait être coûteux.

De plus, il est nécessaire de mettre en place des mesures de prévention afin d'empêcher la transmission des pathogènes, dont la propagation des maladies liées à l'aquaculture ou à l'ensemencement d'espèces (FAO, 2006). En effet, ce phénomène, également causé lors de l'élevage de la truite arc-en-ciel ou de son ensemencement, peut avoir des impacts sur les ressources halieutiques indigènes. Dans les systèmes d'aquaculture, les administrateurs devraient s'assurer qu'il n'y a pas de pathogènes qui pourront entrer ou sortir de leur système. En effet, l'eau qui sort d'un système aquicole peut être contaminé par un pathogène, ce qui peut engendrer des impacts sur les écosystèmes environnants. Afin d'éviter la contamination des espèces indigènes vivant dans les cours d'eau environnants, il serait important de traiter l'eau avant qu'elle ne sorte dans la nature et de s'assurer qu'aucun individu ne sortira du système d'aquaculture. De plus, avant d'ensemencer une espèce, il serait important que les gestionnaires s'assurent que les espècesensemencées ne sont pas contaminées par des pathogènes, afin d'éviter la contamination des espèces indigènes. En effet, la truite arc-en-ciel peut être apte à résister à certains pathogènes, qui peuvent par ailleurs causer des mortalités importantes chez certaines espèces indigènes.

Cependant, la prévention ne fonctionne pas toujours, car il y a des cas où les espèces exotiques envahissantes sont déjà établies dans le milieu, ce qui est d'ailleurs le cas de la truite arc-en-ciel dans plusieurs plans d'eau dans le monde. Dans ces situations, il y a trois autres stratégies qui selon la CDB (2009) peuvent être utilisées soit l'éradication, le confinement et le contrôle.

4.2 Éradication

Une autre option à envisager pour les gestionnaires est l'éradication, c'est-à-dire l'élimination d'une espèce exotique envahissante d'une zone où elle a des impacts importants. L'élimination d'une population entière d'une espèce exotique envahissante dans la zone touchée est souvent la plus souhaitable (CDB, 2009). D'ailleurs, deux exemples de projets abordés dans le chapitre précédent montrent que les gestionnaires ont effectué par le passé

l'éradication complète de la truite arc-en-ciel; c'est le cas du projet de réhabilitation de la truite apache dans la région du Nouveau-Mexique et de l'Arizona et du projet de réhabilitation de l'omble de fontaine dans le ruisseau Sams situé dans le Parc National des Great Smoky Mountains. Or, tel qu'il fut montré à la section 3.4.3, les coûts associés à l'éradication d'une espèce exotique envahissante sont souvent élevés et augmentent avec le temps. C'est pourquoi il est préférable d'utiliser cette méthode dès qu'une espèce exotique envahissante est détectée.

Malgré le fait que l'éradication soit une technique coûteuse, elle s'avère plus rentable que le confinement et le contrôle qui exigent des dépenses continues sur une plus longue période de temps (CDB, 2009). L'éradication est généralement suffisante pour permettre le retour de la faune d'origine. Cependant, une gestion active, telle que la réintroduction de la faune indigène, est souvent nécessaire pour rétablir une zone affectée (CDB, 2009), ce qui fut d'ailleurs le cas dans les deux projets mentionné ci-haut. Une fois qu'une zone est restaurée, il est important d'utiliser la méthode de prévention, présentée dans la section précédente, afin d'éviter le retour d'espèces exotiques (CDB, 2009), telle que la truite arc-en-ciel. En effet, à la suite d'une éradication complète de la truite arc-en-ciel dans un cours d'eau, il est important de mettre des mesures de prévention en place afin de s'assurer que cette dernière colonise à nouveau l'habitat restauré et qu'elle occasionne davantage de dommages.

4.3 Confinement

La troisième méthode pouvant être utilisée est le confinement des espèces exotiques envahissantes. L'objectif de cette méthode est de limiter la propagation d'une espèce exotique et de confiner sa population dans une aire géographique définie (CDB, 2009). Cette méthode pourrait être efficace afin de limiter la propagation de la truite arc-en-ciel d'un cours d'eau à un autre et de diminuer les impacts qu'elle peut causer sur la faune indigène. Un élément important dans l'utilisation de cette méthode est qu'elle permet de détecter rapidement les nouvelles invasions d'espèces exotiques envahissantes qui se dispersent au-delà de leur zone de confinement. L'habitat confiné doit ainsi être séparé par des barrières artificielles ou

naturelles afin d'éviter l'évasion à l'extérieur de la zone confinée (CDB, 2009). Comme la truite arc-en-ciel est une espèce de pêche recherchée par les pêcheurs et qui montre une certaine plasticité aux divers facteurs physico-chimiques (par exemple la température, le taux d'oxygène dissous, le pH, la vitesse de courant, la pente), cette dernière peut se répandre facilement entre les plans d'eau. C'est pourquoi dans les zones où les décideurs souhaitent maintenir des populations de truites arc-en-ciel – pour la pêche sportive par exemple – cette méthode pourrait être efficace et permettrait aux pêcheurs de continuer à pêcher la truite arc-en-ciel tout en limitant ou évitant les impacts de sa propagation dans les écosystèmes aquatiques environnants, telle que la pression qu'elle exerce sur les espèces indigènes par la prédation, la compétition et l'hybridation.

4.4 Contrôle

Si l'éradication et le confinement n'ont pas fonctionné ou qu'ils représentent des méthodes impossibles à utiliser, il reste un dernier recours pour gérer les espèces exotiques envahissantes et c'est le contrôle. Le contrôle est une méthode utilisée afin de limiter les impacts négatifs causés par l'introduction d'une espèce exotique envahissante (CDB, 2009), telle que la truite arc-en-ciel. Cette méthode vise à réduire à long terme la densité et l'abondance des populations d'espèces exotiques envahissantes, soit à un seuil acceptable. La diminution d'une population en dessous du seuil acceptable permettrait théoriquement d'augmenter l'abondance d'une espèce indigène et de prendre le contrôle de son environnement tout en diminuant davantage les populations d'espèces exotiques envahissantes (CDB, 2009), comme la truite arc-en-ciel. Par exemple, selon Ortega *et al.* (2007), un plan de gestion pour la truite arc-en-ciel devrait être mis en œuvre. Il devrait inclure la pêche expérimentale périodique pour contrôler les populations afin d'éviter la multiplication de cette espèce exotique et d'améliorer la survie et la préservation de la taille des populations des espèces indigènes. De plus, des mesures législatives pourraient être mises en place afin de contrôler les populations de la truite arc-en-ciel. Par exemple, des règlements pourraient être créés afin de permettre l'augmentation du nombre de truites arc-en-ciel pouvant être pêchées

par jour dans des systèmes hydriques spécifiques et en augmentant le nombre de truites arc-en-ciel qu'un pêcheur peut avoir en sa possession. Cette augmentation permettrait, par exemple, de diminuer la compétition entre la truite arc-en-ciel et des espèces indigènes tels que la truite brune, le saumon atlantique, l'omble de fontaine et la truite Dolly Varden, ce qui indirectement permettrait à ces espèces indigènes de reprendre le dessus et d'augmenter leur population dans les cours d'eau. De plus, si des mesures sont prises afin de diminuer le nombre de truites arc-en-ciel, cela pourrait également diminuer la prédation que cette dernière exerce sur les espèces ichthyologiques indigènes telles que le *Lepidomeda vittata* et les *Galaxidae spp.*, sur des populations d'invertébrés ou encore sur les larves d'amphibiens.

De plus, des mesures législatives pourraient être mises en place afin de protéger les milieux réhabilités, ce qui diminuerait la pression de la pêche sur les espèces indigènes et favoriserait leur recouvrement.

4.5 Recommandations générales

Afin de pouvoir mettre en place l'une des mesures présentées ci-haut, les gestionnaires ont besoin d'argent. Or, selon Touza *et al.* (2007), les instruments économiques (par exemple les taxes, les permis de pêche, les permis d'importation, les permis d'exploitation, etc.) devraient être combinés à des mesures réglementaires existantes, par exemple les normes, les inspections et la mise en quarantaine afin de contrer les impacts des invasions. En outre, d'autres instruments économiques pourraient être étudiés dont le partage des coûts entre les industries (c.-à-d. l'aquaculture et la pêche sportive concernant la truite arc-en-ciel) et les gouvernements. De plus, la mise en place de nouvelles politiques, réglementations ou lois concernant les industries et l'introduction potentielle d'espèces exotiques envahissantes, telle que la truite arc-en-ciel, pourrait obliger les industries à payer pour la remise en état d'un habitat détruit par l'introduction d'une espèce exotique comme la truite. Ainsi, les industries responsables d'une introduction de truites arc-en-ciel en viendraient à payer pour les dommages causés à l'environnement. La création d'une assurance contre les risques associés à

l'introduction d'une espèce envahissante comme la truite arc-en-ciel pourrait être une solution. En effet, la possibilité d'assurer l'avenir commercial contre les impacts environnementaux est limitée par l'incertitude entourant le risque d'une invasion de la truite arc-en-ciel et la valeur probable des dommages et des intérêts causés par celle-ci (CDB, 2009).

Finalement, il est du devoir de tout à chacun d'exprimer ses préoccupations envers la gestion de la truite arc-en-ciel dans sa région. D'ailleurs, aucun changement ne sera apporté tant que le public considérera l'élevage de la truite arc-en-ciel en aquaculture et son ensemencement dans des habitats où elle n'est pas originaire comme un bienfait. En somme, sensibiliser les décideurs, les gestionnaires et le public à l'impact que la truite arc-en-ciel peut avoir à divers niveaux est primordial et constitue le premier pas à franchir afin de régler le problème à l'échelle locale, régionale et mondiale.

Conclusion

Les introductions d'espèces de poissons exotiques effectuées mondialement depuis des siècles peuvent modifier la structure et le fonctionnement des écosystèmes, donnant ainsi lieu à des extinctions d'espèces importantes. Par ailleurs, la structure et le fonctionnement des écosystèmes déterminent le succès des invasions et les impacts pathologiques, écologiques, génétiques et socio-économiques qui peuvent être engendrés par les espèces introduites.

Actuellement, les espèces exotiques envahissantes, telle que la truite arc-en-ciel, sont reconnues comme l'une des principales menaces à la biodiversité et l'un des principaux facteurs de dégradation des écosystèmes. Cet essai démontre dans cet essai que l'introduction de la truite arc-en-ciel dans un écosystème donné est susceptible de nuire aux espèces indigènes ou même au fonctionnement de l'écosystème. De ce fait, l'invasion biologique par la truite arc-en-ciel constitue une menace grandissante pour la biodiversité dans les écosystèmes aquatiques naturels. En effet, la truite arc-en-ciel est une espèce qui démontre une très grande plasticité, ce qui a facilité son intégration dans divers habitats et qui a potentiellement contribué à son statut d'espèce exotique envahissante. D'ailleurs, la tolérance de cette espèce a eu pour conséquence d'en faire une espèce dont le succès dans divers habitats a eu des impacts sur l'intégrité écologique de nombreux écosystèmes dans le monde, mais également des impacts sociaux et économiques. En effet, l'introduction de la truite arc-en-ciel peut 1) mener à l'introduction de pathogène dont les maladies infectieuses émergentes, 2) causer des impacts écologiques dans le milieu dans lequel elle est introduite, en entrant en compétition avec des espèces indigènes ou en effectuant une certaine prédation sur elles, 3) être responsable d'une érosion génétique en s'hybridant avec des espèces indigènes telles que la truite de Gila, la truite fardée et l'omble à tête plate et 4) occasionner des impacts socio-économiques positifs et négatifs. En effet, cette espèce peut permettre des gains économiques par la pêche récréative et l'aquaculture. Cependant, les coûts de gestion associés au rétablissement de populations indigènes d'autres espèces peuvent s'avérer élevés.

Afin de limiter les impacts causés par la truite arc-en-ciel, diverses avenues, inspirées de recommandations de la CDB, ont été proposées dans cet essai. Par exemple, il fut proposé que les gestionnaires préviennent, éradiquent, confinent ou contrôlent l'introduction de la truite arc-en-ciel. L'utilisation de ces méthodes de gestion permettrait de limiter ou de complètement éliminer les impacts négatifs que la truite arc-en-ciel peut avoir sur les écosystèmes et sur les espèces indigènes tout en améliorant le succès des réintroductions d'espèces indigènes.

Les problèmes associés à l'introduction de la truite arc-en-ciel sont une réalité non négligeable qui risque d'augmenter dans les années à venir. Il est capital de prendre des initiatives afin de limiter l'ampleur du problème en mettant en place des réglementations fermes adaptées aux problèmes, en sensibilisant l'ensemble de la population, ce qui inclut les décideurs et les gestionnaires, et en effectuant une lutte efficace et permanente afin de protéger les zones touchées.

Références

- Allendorf, F.W. (1991). Ecological and Genetic Effects of Fish Introductions: Synthesis and Recommendations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 178-181.
- Allen, R.B., Duncan, R.P. et Lee, W.G. (2006). Updated Perspective on Biological Invasions in New Zealand dans Biological Invasions in New Zealand. *Ecological Studies*, Vol.186, Allen, R.B., Lee, W.G., éd. (Berlin: Springer-Verlag), pp. 435- 451.
- Alves, C.B.M., Vieira, F., Magalhães, A.L.B. et Brito, M.F.G. (2007). Impacts of Non-Native Fish Species in Minas Gerais, Brazil : Present Situation and Prospects, dans *Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries, Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*, Bert, T.M. éd. (Berlin : Springer), pp. 291-314.
- Arrignon, J. (1998). Aménagement piscicole des eaux douces, 5^e éd. (Paris : Lavoisier, TEC & DOC).
- Azeroual, A., Crivelli, A.J., Yahyaoui, A. et Dakki, M. (2000). L'ichtyofaune des eaux continentales du Maroc. *Cybium* 24, 17-22.
- Bader, J.A., Shotts, E.B.Jr., Steffens, W.L. et Lom, J. (1998). Occurrence of *Loma cf. salmonae* in Brook, Brown and Rainbow Trout from Buford Trout Hatchery, Georgia, USA. *Dis. Aquat. Org.* 34, 211-216.
- Baglinière, J.L. et Maisse, G. (1991). La truite : biologie et écologie. (Paris : INRA éditions).
- Bailey, R. (1991). Implications pathologiques desensemencements. Colloque sur l'ensemencement au Québec. (Québec : Publications gouvernementales-Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec).
- Bardonnnet, A., Bolliet, V., Dumas, J., Héland, M., Jarry, M., Barrière, L., Glise, S., Vignes, J.-C., Bassenave, J.-G. et Saco-Solanas, I. (2009). Éléments sur l'impact des piscicultures sur les populations de Truite commune (*Salmo trutta* L.). Dossier de l'environnement de l'INRA 26, 48-59.
- Baute, P. et L. Bernatchez. (2003). De l'interaction entre la truite arc-en-ciel et le saumon atlantique dans les rivières du Québec. *Chronique «Les secrets de Salmo»*. Saumons illimités 26, 30-32.
- Baxter, C.V., Fausch, K.D., Murakami, M. et Chapman, P.L. (2007). Invading Rainbow Trout Usurp a Terrestrial Prey Subsidy from Native Charr and Reduce their Growth and Abundance. *Oecologia* 153, 461-470.

- Becker, J.A. et Speare, D.J. (2007). Transmission of the Microsporidian Gill Parasite, *Loma salmonae*. Anim. Health Res. Rev. 8, 59-68.
- Beisel, J.-N. et Lévêque, C. (2010). Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques, Faut-il avoir peur des invasions biologiques? (Montpellier : Éditeur Quae).
- Bernatchez, L. et Giroux, M. (2000). Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada. (Boucherville : Broquet).
- Berrebi, P. (1997). Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques d'eau douce: les impacts génétiques. B. Fr. pêche Piscic. 344/345, 471-487.
- Bettles, C.M., Docker, M.F., Dufour, B. et Heath, D.D. (2005). Hybridization Dynamics Between Sympatric Species of Trout: Loss of Reproductive Isolation. J. Evolution. Biol. 18, 1220-1233.
- Billette, A., Chavez, M., Hébert, D., Legendre, F., Poulin, J.-M. et Sow, R.S. (2010). Ensemble pour la viabilité de l'industrie, les pêches et l'aquaculture commerciales, bilan 2008 et perspectives. (Québec : MAPAQ- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec).
- Binimelis, R., Born, W., Monterroso, I. et Rodríguez-Labajos, B. (2007). Socio-Economic Impact and Assessment of Biological Invasions dans Ecological Studies, Vol. 193., Biological Invasions, Nentwig, W. (Berlin : Springer-Verlag), pp. 331-347.
- Blanc, G. (1997). L'introduction des agents pathogènes dans les écosystèmes aquatiques: aspects théoriques et réalités. B. Fr. pêche Piscic. 344/345, 489-513.
- Blanchet, S. (2007). Interactions compétitives entre le saumon atlantique et la truite arc-en-ciel : aspects écologiques, sélectifs et adaptatifs. Thèse de doctorat présentée à la Faculté de Biologie de l'Université Laval.
- Blanchet, S., Loot, G., Grenouillet, G. et Brosse, S. (2007). Competitive Interactions Between Native and Exotic Salmonids: a Combined Field and Laboratory Demonstration. Ecol. Freshw. Fish 16, 133-143.
- Born, W., Rauschmayer, F. et Bräuer. (2005). Economic Evaluation of Biological Invasions- a Survey. Ecol. Econ. 55, 321-336.
- Boyer, M.C., Muhlfeld, C.C. et Allendorf, F.W. (2008). Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Invasion and the Spread of Hybridization with Native Westslope Cutthroat Trout (*Oncorhynchus clarkia lewisi*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65, 658-669.

- Bryan, S.D., Robinson, A.T. et Sweetser, M.G. (2002). Behavioral Responses of a Small Native Fish to Multiple Introduced Predators. *Environ. Biol. Fish.* 63, 49-56.
- Budy, P., Thiede, G.P. et Haddix, T. (2003). Rainbow Trout Growth and Survival in Flaming Gorge Reservoir (Logan : USGS Utah Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Department of Aquatic, Watershed, and Earth Resources).
- Buria, L., Albariño, R., Díaz Villanueva, V., Modenutti, B. et Balseiro, E. (2007). Impact of Exotic Rainbow Trout on the Benthic Macroinvertebrate Community from Andean-Patagonian Headwater Streams. *Fund. Appl. Limnol.* 168, 145-154.
- Cambray, J.A. (2003). Impact on Indigenous Species Biodiversity Caused by the Globalisation of Alien Recreational Freshwater Fisheries. *Hydrobiologia* 500, 217-230.
- Casal, C.M.V. (2006). Global Documentation of Fish Introductions: the Growing Crisis and Recommendations for Action. *Biol. Invasions* 8, 3-11.
- CDB (Convention sur la Diversité Biologique). (2009). Journée internationale de la biodiversité biologique, 22 mai 2009, espèces exotiques envahissantes menace à la diversité biologique. (Montréal : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique).
- CDB (Convention sur la Diversité Biologique). (2002). Examen critique des options de mise en œuvre de l'article 8(h) sur les espèces exotiques constituant une menace pour des écosystèmes, des habitats ou d'autres espèces. Conférence de parties à la convention sur la diversité biologique, sixième réunion, La Haye, 7-19 avril 2002.
- CDB (Convention sur la Diversité Biologique). (1992). Convention sur la Diversité Biologique. http://www.admin.ch/ch/f/rs/0_451_43/, 8 juillet, 2010.
- Chapleau, F., Findlay, S.C. et Szenasy, E. (1997). Impact of Piscivorous Fish Introductions on Fish Species Richness of Small Lakes in Gatineau Park, Québec. *Écoscience* 4, 259-268.
- Chavez, M., Hébert, D., Legendre, F., Marcoux Gagnon, J., Montminy-Munyan, F. Nicol, F. Poulin, J.-M. et Sow, R.S. (2009). Ensemble pour la viabilité de l'industrie, les pêches et l'aquaculture commerciales, bilan 2007 et perspectives. (Québec : MAPAQ-Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec).
- Clavero, M. et García-Berthou, E. (2005). Invasive Species are a Leading Cause of Animal Extinctions. *Trends Ecol. Evol.* 20, 110-110.

- CNHP (Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture). (2009). Rapport d'activités du centre national d'hydrobiologie et de pisciculture, exercice 2008. (Azrou : Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification).
- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Eros, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J. *et al.* (2005). To Be, or Not to Be, a Non-Native Freshwater Fish? *J. Appl. Ichthyol.* *21*, 242-262.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). (2009). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la grenouille léopard (*Lithobates pipiens*), population des Rocheuses, populations des Prairies et de l'ouest de la zone boréale et populations de l'Est, au Canada – Mise à jour. (Ottawa : Comité sur la situation des espèces en péril au Canada).
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). (2006). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la truite fardée versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii Lewisii*) (Population de la Colombie-Britannique et population de l'Alberta) au Canada. (Ottawa : Comité sur la situation des espèces en péril au Canada).
- Costa, C. (2005). Atlas des espèces invasives présentes sur le périmètre du parc naturel régional de Camargue. (Rennes : École des métiers de l'environnement de Rennes).
- Couture, B. (2002). Lesensemencements de poissons en eaux douces : positifs pour les pêcheurs mais négatifs envers la diversité biologique, l'éthique et le développement durable, essai présenté à la Faculté des sciences en vue de l'obtention du grade de maître en environnement, Faculté des Science, Université de Sherbrooke.
- Cowx, I. G. (1997). L'introduction d'espèces de poissons dans les eaux douces européennes: succès économiques ou désastres écologiques? *B. Fr. pêche Piscic.* *344\345*, 57-77.
- Crawford, S.S. (2001). Salmonine introductions to the Laurentian Great Lakes : an historical review and evaluation of ecological effects. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat.* *132*.
- Crawford, S.S. et Muir, A.M. (2008). Global Introduction of Salmon and Trout in the Genus *Oncorhynchus* : 1870-2007. *Rev. Fish Biol. Fish.* *18*, 313-344.
- Crisp, T. (2000). Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation (Malden : Wiley-Blackwell).
- Crowl, T.A., Townsend, C.R. et McIntosh, A.R. (1992). The Impact of Introduced Brown and Rainbow Trout on Native Fish: the Case of Australasia. *Rev. Fish Biol. Fish.* *2*, 217-241.

- Cudmore, B. et Mandrak, N.E. (2005). L'ABC des poissons-appâts, un guide pour l'identification et la protection des poissons-appâts de l'Ontario. (Burlington : Pêche et Océans Canada, laboratoire des grands lacs pour les pêches et les sciences aquatiques et The Bait Association of Ontario).
- Cunjack, R.A. et Green, J.M. (1984). Species Dominance by Brook Trout and Rainbow Trout in a Simulated Stream Environment. *T. Am. Fish. Soc.* 113, 737-743.
- Dabbadie, L. et Lazard, J. (2003). Environmental Impact of Introduced Alien Species. UNESCO EOLSS Encyclopedia.
http://aquatrop.cirad.fr/bibliotheque/publications/environmental_impact_of_introduced_alien_species, 30 décembre, 2010.
- Davaine, P., Beall, E., Guerri, O. et Caraguel, J.M. (1997). Introduction de salmonidés en milieu vierge (Îles Kerguelen, Subantarctique) : enjeux, résultats, perspectives. *B. Fr. pêche Piscic.* 344/345, 93-110.
- Depotte C., Djegham Y., Noël G. et Verhaeghe J.-C. (2003). Mathématique & biologie, une expérience pluridisciplinaire. (Bruxelles : éd. de Boeck).
- Dodson, J.J. (2000). Avis d'expert : les risques écologiques potentiels que poserait la culture en mer et l'introduction accidentelle de truites arc-en-ciel dans les rivières à saumon du Québec (particulièrement celles de la Gaspésie). (Québec : Université Laval et Centre Interuniversitaire de Recherche sur le saumon atlantique).
- EC (Environnement Canada). (2008). Justification de l'intervention in Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes.
<http://www.ec.gc.ca/eee-ias/default.asp?lang=Fr&n=F695900C-1>, 9 mai, 2010.
- Edington, J.M., Edington, M.A. (1986). *Ecology, Recreation and Tourism*. (Cambridge : Cambridge University Press).
- Elliott J.M. et Elliott, J.A. (2010). Temperature Requirements of Atlantic Salmon *Salmo salar*, Brown Trout *Salmo Trutta* and Arctic Charr *Salvelinus alpinus* : Predicting the Effects of Climate Change. *J. Fish Biol.* 77, 1793-1817.
- Emerton, L. et Howard, G. (2008). Une trousse à outils de l'Analyse Économiques des Espèces Envahissantes. (Nairobi : Global Invasive Species Programme).
- Ensign, W.E., Habera, J.W. and Strange, R.J. (1991). Food Resource Competition in Southern Appalachian Brook and Rainbow Trout. *Proceedings of the Annual Conference. Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies.* 43 (1989): 239-247.

- Essington, T.E., Sorensen, P.W. et Paron, D.G. (1998). High Rate of Redd Superimposition by Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and Brown Trout (*Salmo trutta*) in a Minnesota Stream Cannot be Explained by Habitat Availability Alone. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 2310-2316.
- Falk-Petersen, J., Bøhn, T. et Sandlund, O.T. (2006). On the Numerous Concepts in Invasion Biology. *Biol. Invasions* 8, 1409-1424.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture). (2006). Comprendre l'aquaculture. (Rome : FAO).
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture). Database on Introductions of Aquatic Species (DIAS). (2010). <http://www.fao.org/fishery/dias/en>, 9 juillet 2010.
- Fausch, K.D. (2007). Introduction, Establishment and Effects of Non-Native Salmonids: Considering the Risk of Rainbow Trout Invasion in the United Kingdom. *J. Fish Biol.* 71 (Supplement D), 1-32.
- Fausch, K.D., Taniguchi, Y., Nakado, S., Grossman, G.D. et Townsend, C.R. (2001). Flood Disturbance Regimes Influence Rainbow Trout Invasion Success Among Five Holarctic Regions. *Ecol. Appl.* 11, 1438-1455.
- Feltmate, B.W. et Williams, D.D. (1989). Influence of Rainbow Trout (*Onchorhynchus mykiss*) on Density and Feeding Behaviour of a Precid Stonefly. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46, 896-899.
- Fuller, P.L. (2003). Freshwater Aquatic Vertebrate Introductions in the United States: Patterns and Pathways dans *Invasive Species, Vectors and Management Strategies*, Ruiz, G.M. et Carlton, J.T., éd. (Washington: Island Press) pp. 123-151.
- Fuller P.L., Nico, L.G. et Williams, J.D. (1999). Nonindigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States. Bethesda (MD). *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 27.
- Galil, B.S., Nehring, St et Panov, V. (2007). Waterways as Invasion Highways – Impact of Climate Change and Globalization. dans *Ecological Studies*, Vol. 193., Biological Invasions, Nentwig, W. (Berlin : Springer-Verlag), pp. 59-74.
- García-Berthou, E. (2007). The characteristics of invasive fishes: What has Been Learned So Far? *J. Fish Biol.* 71, 33-35.
- GISD (Global Invasive Species Database). (S.D.). Invasive Species of the Organism Type Fish.

<http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=&hci=-1&ei=162&lang=EN&Image1.x=19&Image1.y=0>, 30 janvier 2010.

- Gollasch, S. (2007). Is Ballast Water a Major Dispersal Mechanism for Marine Organisms? dans *Biological invasions; Ecological Studies*, Vol. 193, Analysis and Synthesis, Nentwig, W. (Berlin : Springer), pp. 49-57.
- Gozlan, R.E., Britton, J.R., Cowx, I. et Copps, G.H. (2010). Review Paper, Current Knowledge on Non-Native Freshwater Fish Introductions. *J. Fish Biol.* 76, 751-786.
- Gunnell, K., Tada, M.K., Hawthorne, F.A., Keeley, E.R. et Ptacek, M.B. (2008). Geographic Patterns of Introgressive Hybridization Between Native Yellowstone Cutthroat Trout (*Oncorhynchus clarkia bouvieri*) and Introduced Rainbow Trout (*O. mykiss*) in the South Fork of the Snake River Watershed, Idaho. *Conserv. Genet.* 9, 49-64.
- Helfman, G.E. (2007). *Fish Conservation: A Guide to Understanding and Restoring Global Aquatic Biodiversity and Fishery Resources*. 1^{ère} éd. (Washington : Island Press).
- Hilliard, R. (2005). *Best Practice for the Management of Introduced Marine Pests - A Review*. (URS Australia Pty. Ltd.).
- Hnath, J.G. (1983) Infectious Pancreatic Necrosis dans *A Guide to Integrated Fish Health Management in the Great Lakes Basin* by Meyer, F.P., Warren, J.W. et Carey, T.G. pp.169-173.
- Holmlund, C.M. et Hammer, M. (2004). Effects of Fish Stocking on Ecosystem Services: An Overview and Case Study Using the Stockholm Archipelago. *Environ. Manage* 33, 799-820.
- ISSG (Invasive Species Specialist Group). (2000). *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. (Switzerland : IUCN Council).
- Imbeault, S. (2004). *Utilisation des bactériophages pour la prévention d'infections bactériennes en aquaculture*. Thèse de doctorat de l'Université du Québec, INRS-ETE (Institut National de la Recherche Scientifique, Centre- Eau Terre Environnement).
- Jalabert, B. et Fostier, A. (2010). *La truite arc-en-ciel, de la biologie à l'élevage*. (Paris: édition Quae).
- Kerr, S.J., Brousseau, C.S. et Muschett, M. (2005). Invasive Aquatic Species in Ontario: A Review and Analysis of Potential Pathways for Introduction. *Fisheries* 30, 21-30.

- Kerr, S.J. et Lasenby, T.A. (2000). Rainbow Trout Stocking in Inland Lakes and Streams : An Annotated Bibliography and Literature Review (Peterborough: Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources).
- Khodari, M. (2005). Gestion patrimoniale de la truite fario (*Salmo trutta macrostigma*) au Maroc : Acclimatation à l'alimentation artificielle et fabrication locale de granulés spécifiques. Thèse de doctorat, Université Cadi Ayyad, Marrakech.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R. et Miller, C.L. (2001). Transfer of a Pathogen from Fish to Amphibians. *Conserv. Biol.* *15*, 1064-1070.
- Kitano, S. (2004). Ecological Impacts of Rainbow, Brown and Brook Trout in Japanese Inland Waters. *Global Environ. Res.* *8*, 41-50.
- Knapp, R.A. et Matthews, K.R. (2000). Non-Native Fish Introductions and the Decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within Protected Areas. *Conserv. Biol.* *14*, 428-438.
- Krueger, C.C. et May, B. (1991). Ecological and Genetic Effects of Salmonid Introductions in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* *48* (Supplement 1), 66-77.
- Largiadèr, C.R. (2007). Hybridization and Introgression Between Native and Alien Species dans Biological invasions; Ecological Studies, Vol. 193, Analysis and Synthesis, Nentwig, W. (Berlin : Springer), pp. 275-292.
- Lawler J.J., Aukema J.E., Grant J.B., Halpern B.S., Kareiva P., Nelson, C.R., Ohleth, K., Olden, J.D., Schlaepfer, M.A., Silliman, B.R. *et al.* (2006). Conservation Science: a 20-Year Report Card. *Front. Ecol. Environ.* *4*, 473-480.
- Lazard, J. et Levêque, C. (2009). Introductions et transferts d'espèces de poissons d'eau douce. *Cah. Agric.* *18*, 157-163.
- Le François, N., Jobling, M., Carter, C. et Blier, P. (2010). Finfish Aquaculture: Species Selection for Diversification. (Cambridge : CAB International).
- Legendre S., Clobert J., Møller A.P. et Sorci G. (1999). Demographic Stochasticity and Social Mating System in the Process of Extinction of Small Populations: the Case of Passerines Introduced to New Zealand. *Am. Nat.* *153*, 449-463
- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T. et Brosse, S. (2008). Fish Invasions in the World's River Systems : When Natural Processes Are Blurred by Human Activities. *Plos Biol.* (www.plosbiology.org) *6*, 404-410.

- Levine J.M. et D'Antonio C.M. (2003) Forecasting Biological Invasions with Increasing International Trade. *Conserv. Biol.* *17*, 322–326.
- Lever, C. (1998). *Introduced Fishes: an Overview dans Stocking and Introduction of Fish* (Oxford : Oxford Publisher).
- Matthews, K.R. et Berg, N.H. (1997). Rainbow Trout Responses to Water Temperature and Dissolved Oxygen Stress in Two Southern California Stream Pools. *J. Fish Biol.* *50*, 50-67.
- Matthews, S., Brand, K., Ziller, S.R., Zalba, S., Iriarte, A., Piedad Baptiste, M., de Poorter, M., Cattaneo, M., Causton, C. et Jackson, L. (2005). *GISP-Global Invasive Species Program*. (GISP Secretariat).
- McKinney, M.L. et Lockwood, J.L. (1999). Biotic Homogenization: a Few Winners Replacing Many Losers in the Next Mass Extinction. *Trends Ecol. Evol.* *14*, 450-453.
- McNeely, J.A. (2005). Human Dimensions of Invasive Alien Species dans *Invasive Alien Species a New Synthesis Scope 63*, Mooney, H.A., Mack, R.N., McNeely, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J. et Waage, J.K, éd. (Washington : IslandPress), pp. 285-309.
- Molony, B. (2001). *Environmental Requirements and Tolerances of Rainbow Trout (Oncorhynchus mykiss) and Brown Trout (Salmo trutta) with Special Reference to Western Australia: A Review*. Fish. Res. Report *130*. (North Beach : Department of Fisheries).
- Moore, S.E., Kulp, M.A., Hammonds, J. et Rosenlund, B. (2005). *Restoration of Sams Creek and an Assessment of Brook Trout Restoration Methods, Great Smoky Mountains National Park*. (Fort Collins : National Park Service U.S. Department of the Interior, Water Resources Division, Natural Resource Program Center).
- Mouslih, M. (1987). Introductions de poissons et d'écrevisses au Maroc. *Hydrobiologie Tropicale* *20*, 65-72.
- Moyle, P.B. et Cech, J.J.Jr (2004). *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. 5^e éd.. (New Jersey : New Jersey Prentice Hall, Upper Saddle Run).
- Moyle, P.B. et Cech, J.J.Jr (2000). *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. 4^e éd. (New Jersey : New Jersey Prentice Hall, Upper Saddle Run).
- Moyle, P.B. et Light, T. (1996). Biological Invasions of Fresh Water: Empirical Rules and Assembly Theory. *Conserv. Biol.* *78*, 149-161.

- MPO (Ministère des Pêches et Océans). (2010). L'aquaculture au Canada, effet socio-économique de l'aquaculture au Canada. (Ottawa : Gestion des Pêches et de l'Aquaculture, Pêche et Océans Canada).
- MPO (Ministère des Pêches et Océans). (2009). Espèces aquatiques envahissantes. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/ais-eae/index-fra.htm>, 21 mars 2010
- MPO (Ministère des Pêches et Océans). (2006). Truite arc-en-ciel. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/finfish-poissons/rainbow-arcenciel-fra.htm>, 19 janvier 2010.
- MPO (Ministère des Pêches et Océans). (2004). Plan d'action canadien de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes. (Groupe de travail sur les espèces aquatiques envahissantes du Conseil canadien des ministres des pêches et de l'aquaculture). <http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/enviro/ais-eae/plan/plan-fra.htm>, 4 avril, 2010.
- MRN (Ministère des Ressources Naturels). (2010). Ressources Halieutiques des Grands Lacs. http://www.mnr.gov.on.ca/fr/Business/GreatLakes/2ColumnSubPage/STEL02_176592.html, 9 janvier, 2010.
- Nentwig, W. (2007). Biological Invasions; Ecological Studies, Vol. 193, Analysis and Synthesis. (Berlin : Springer).
- Ng, S.H., Madeira, R., Parvanov, E.D., Petros, L.M., Petkov, P.M. et Paigen, K. (2009). Parental Origin of Chromosomes Influences Crossover Activity within the Kcnql Transcriptionally Imprinted Domain of *Mus musculus*. BMC Molecular Biology. <http://www.biomedcentral.com/1471-2199/10/43>, 25 juillet, 2010.
- Olden, J.D., LeRoy Poff, N., Douglas, M.R., Douglas, M.E. et Fausch, K.D. (2004). Ecological and Evolutionary Consequences of Biotic Homogenization. Trends Ecol. Evol. 19, 18-24.
- Ortega, H., Guerra, H. et Ramírez, R. (2007). The Introduction of Nonnative Fishes into Freshwater Systems of Peru in Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities, Bert, T. M., éd. (Springer), pp. 247-278.
- Pardo, R., Vila, I. et Capella, J.J. (2009). Competitive Interaction Between Introduced Rainbow Trout and Native Silverside in a Chilean Stream. Environ. Biol. Fish. 86, 353-359.
- Perrings, C., Dalmazzone, S. et Williamson, M. (2005). The Economics of Biological Invasions dans Invasive Alien Species a New Synthesis Scope 63, Mooney, H.A., Mack, R.N., McNeely, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J. et Waage, J.K, éd. (Washington : IslandPress), pp. 16-36.

- Peterson, E. (2004). Impact écologique des repeuplements par des poissons d'élevage sur les espèces sauvages. Les Dossiers de l'environnement de l'Institut National de Recherche en Agriculture (INRA) 26, 35-45.
- Pimentel, D., Pimentel, M. et Wilson, A. (2007). Plant, Animal, and Microbe Invasive Species in the United States and World dans Biological invasions; Ecological Studies, Vol. 193, Analysis and Synthesis, Nentwig, W. (Berlin : Springer), pp. 257-273.
- Pittenger, J. (2002). Gila Trout (*Oncorhynchus gilae*), 3^e Revision, Recovery Plan. (Albuquerque : New Mexico).
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement). (2009). Célébration de la journée internationale de la diversité biologique.
<http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?DocumentID=585&ArticleID=6182&l=fr>, 11 novembre, 2010
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement). (2002). Examen critique des options de mise en œuvre de l'article 8 (h) sur les espèces exotiques constituant une menace pour des écosystèmes, des habitats ou d'autres espèces.
http://www.fnh.org/francais/fnh/uicn/pdf/uicn_especes_exotiques.pdf, 16 février, 2010
- Poynton, S.L. (1986). Distribution of the Flagellate *Hexamita salmonis* Moore 1922 and the Microsporidian *Loma salmoae* Putz, Hoffman and Dunbar, 1965 in Brown Trout, *Salmo trutta* L., and Rainbow Trout, *Salmo gairdneri* Richardson, in the River Itchen (U.K.) and Three of its Fish Farms. J. Fish Biol. 29, 417-429.
- Quinn, T.P. (2005). The Behaviour and Ecology of Pacific Salmon & Trout. (Seattle : American Fisheries Society : Bethesda & University of Washington Press).
- Rahel, F. J. (2000). Homogenization of Fish Faunas Across the United State. Science 288, 854-856.
- Rahel, F.J. et Olden, J.D. (2008). Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. Conserv. Biol. 22, 521-533.
- Raleigh, R. F., T. Hickman, R. C. Solomon, et P. C. Nelson. (1984). Habitat Suitability Information: Rainbow Trout. U.S. Fish Wildlife. Servo FWS/OBS-82/10.60.
- Ramsay, J.M., Speare, D.J., Sánchez et Daley, J. (2001). The Transmission Potential of *Loma salmonae* (Microspora) in the Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), is Dependent Upon the Method and Timing of Exposure. J. Fish Dis. 24, 453-460.

- Raynard, R., Wahli, T., Vatsos, L. et Mortensen, S. (2007). Review of Disease Interactions and Pathogen Exchange Between Farmed and Wild Finfish and Shellfish in Europe. (Oslo : Veterinærmedisinsk Oppdragscenter).
- Ricklefs, R.E. et Miller, G.L. (2005). Écologie. 4^e éd. (Bruxelles : De Boeck & Larcier s.a.).
- Robinson, A.T., Scott, D.B. et Sweetser, M.G. (2003). Habitat Use by Nonnative Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*, and Native Little Colorado Spinedace, *Lepidomeda vittata*. Environ. Biol. Fish. 68, 205-214.
- Rose, G.A. (1986). Growth Decline in Subyearling Brook Trout (*Salvelnus fontinalis*) after Emergence of Rainbow Trout (*Salmo gairderi*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43, 187-193.
- Rosecchi, E., Poizat, G. et Crivelli, A.J. (1997). Introductions de poissons d'eau douce et d'écrevisses en Camargue : historique, origine, et modifications des peuplements. B. Fr. Pêche Piscic. 344/345, 221-232.
- Rowe, D. (2007). Exotic Fish Introductions and the Decline of Water Clarity in Small North Island, New Zealand lakes: a multi-species problem. Hydrobiologia 583, 345-358.
- Sax, D.F. et Brown, J.H. (2000). The Paradox of Invasion. Global Ecol. Biogeogr. 9, 363-371.
- Scherer-Lorenzen, M., Olde Ventering, H. et Buschmann, H. (2007). Nitrogen Enrichment and Plant Invasions: the Importance of Nitrogen-fixing Plants and Anthropogenic Eutrophication dans Biological Invasions; Ecological Studies, Vol. 193, Analysis and Synthesis, Nentwig, W. (Berlin : Springer), pp.163-180.
- Scott, W.B. et Crossman, E.J. (1974). Poisson d'eau douce du Canada, bulletin 184. (Ottawa : Office des recherches sur les pêcheries du Canada).
- Scribner, K.T., Page, K.S. et Bartron, M.L. (2001). Hybridization in Freshwater Fishes : a Review of Case Studies and Cytonuclear Methods of Biological Inference. Rev. Fish Biol. Fisher. 10, 293-323.
- Shine, C. Williams, N. et Gündling, L. (2000). Guide pour l'élaboration d'un cadre juridique et institutionnel relatif aux espèces exotiques envahissantes (Gland : UICN).
- Sol, D. (2007). Do Successful Invaders Exist? Pre-Adaptations to Novel Environments in Terrestrial Vertebrates dans Biological Invasions; Ecological Studies, Vol. 193, Analysis and Synthesis, Nentwig, W. éd. (Berlin: Springer), pp. 127-141.
- Thibault, I. Bernatchez, L. et Dodson, J. (2009). The Contribution of Newly Established Populations to the Dynamics of Range Expansion in a One-Dimensional Fluvial-

- Estuarine System : Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Eastern Quebec. Divers. Distrib. 15, 1060-1072.
- Thibault, I., Hedger, R.D., Crépeau, H., Audet, C. et Dodson, J.J. (2010). Abiotic Variables Accounting for Presence of the Exotic Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Eastern Quebec Rivers. Knowl. Manag. Aquat. Ec. 398, 16p.
- Tompkins, D.M. et Poulin, R. (2006). Parasites and Biological Invasions in Ecological Studies, Vol. 186, Allen, R.B. et Lee, W.G., Biological Invasions in New Zealand. (Berlin : Springer-Verlag).
- Touza, J., Dehnen-Schmutz, K. et Jones, G. (2007). Economic Analysis of Invasive Species Policies dans Ecological Studies, Nentwig, W. éd. (Berlin : Springer-Verlag), pp. 353-366.
- TTOBA (Société d'Étude Techniques et d'Ingénierie). (2006). Étude pour la reconstitution de l'écosystème naturel de la zone humide de Dayet Aoua, C.R de Dayet Aoua- Province d'Ifrane. Plan de développement de la zone humide de Dayet Aoua (Royaume du Maroc, Haut commissariat aux Eaux et Forêts et à la lutte contre la désertification, Direction Régionale des Eaux et Forêts de Meknès, Service Provincial des Eaux et Forêts d'Ifrane).
- UICN (Union international pour la conservation de la nature). (2010). The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/>, 25 janvier 2010.
- UICN (Union international pour la conservation de la nature). (2005). Initiative sur les espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer, mobiliser contre les espèces envahissantes, préserver la biodiversité en outre-mer. (Saint-Hilaire : Karibu édition).
- U.S. Fish and Wildlife Service. (2009). Apache Trout Recovery Plan, Second Revision. (Albuquerque : U.S. Fish and Wildlife Service).
- U.S. Fish & Wildlife Service. (2006). Economic Effects of Rainbow Trout Production by the National Fish Hatchery System. (Atlanta : U.S. Fish & Wildlife Service).
- Verspoor, E., Stradmeyer, L. et Nielsen, J. (2007). The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management. (Oxford : Blackwell Publishing Ltd) p. 484-485.
- Wares, J.P., Alò, D. et Turner, T.F. (2004). A Genetic Perspective on Management and Recovery of Federally Endangered Trout (*Oncorhynchus gilae*) in the American Southwest. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61, 1890-1899.

- Weber, E.D. et Fausch, K.D. (2003). Interactions Between Hatchery and Wild Salmonids in Streams: Differences in Biology and Evidence for Competition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* *60*, 1018-1036.
- Welcomme, R.L. (2001). *Inland Fisheries: Ecology and Management*. (London : Wiley-Blackwell).
- Welcomme, R.L. (1988). *International Introductions of Inland Aquatic Species*. (FAO) <http://www.fao.org/docrep/x5628e/x5628e04.htm>, 1^{er} mars 2009
- Whitworth, W.E. et Strange, R. (1983). Growth and Production of Sympatric Brook and Rainbow Trout in an Appalachian Stream. *T. Am. Fish. Soc.* *112*, 469-475.
- William, W.T., Schechter, M.G. et Wolfson, L.G. (2007). *Globalization: Effects on Fisheries Resources*. (Cambridge : Cambridge University Press).
- Williamson. M. (1996). *Biological Invasions*. (London : Chapman and Hall).
- Wilson, G.G. (2005). *Impact of Invasive Exotic Fishes on Wetland Ecosystems in the Murray-Darling Basin*. Canberra Workshop, 7-8 June 2005.