

LES ENSEMENCEMENTS DE POISSONS EN EAUX DOUCES :
POSITIFS POUR LES PÊCHEURS MAIS NÉGATIFS ENVERS LA DIVERSITÉ
BIOLOGIQUE, L'ÉTHIQUE ET LE DÉVELOPPEMENT DURABLE

par

Benoit Couture

essai présenté à la Faculté des sciences en vue de l'obtention du
grade de maître en environnement (M. Env.)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, décembre 2002

IDENTIFICATION SIGNALÉTIQUE

LES ENSEMENCEMENTS DE POISSONS EN EAUX DOUCES : POSITIFS POUR LES PÊCHEURS MAIS NÉGATIFS ENVERS LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE, L'ÉTHIQUE ET LE DÉVELOPPEMENT DURABLE

Benoît Couture

Essai effectué en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Université de Sherbrooke

décembre 2002

Mots clés : ensemencements, poissons, impacts environnementaux, éthique, gestion, développement durable, pêche récréative, Québec.

Les ensemencements de poissons en eaux douces représentent une pratique courante à l'échelle planétaire. Cependant, les ensemencements impliquent un coût environnemental puisque leurs impacts néfastes aux niveaux intraspécifique, interspécifique et écosystémique sont nombreux. Comme ils cherchent à favoriser particulièrement certaines espèces plutôt que la diversité biologique, les ensemencements soulèvent aussi une problématique éthique. Les systèmes de gestion des ensemencements doivent être réévalués afin de respecter les principes du développement durable. L'information des gestionnaires de la faune, des pêcheurs et du public en général sur les impacts néfastes des ensemencements de poissons est primordiale.

SOMMAIRE

Lesensemencements de poissons représentent une pratique qui est en croissance à l'échelle mondiale. Ils sont notamment effectués dans le but d'assurer le maintien des populations piscicoles face à une pression de pêche élevée. Cependant, dans plusieurs cas, l'ensemencement n'est pas un outil de gestion rationnel mais plutôt un outil politique par lequel les pêcheurs sont rassurés de constater que des actions sont entreprises afin de leur assurer un apport en poissons. De plus, cette pratique implique un coût environnemental. L'écologie et la génétique des populations piscicoles sont affectés par ce déversement massif d'une grande quantité de poissons dans un plan d'eau. Le présent travail vise à mettre en lumière les problématiques environnementales associées à la pratique desensemencements de poissons et à lancer des pistes de solutions qui pourraient être utilisées afin de rendre la gestion desensemencements plus respectueuse des grands principes environnementaux, notamment de la préservation de la diversité biologique.

Le terme « ensemencement » représente ici tout déversement volontaire par l'être humain de poissons vivants (œufs, alevins, fretins ou adultes) dans un plan d'eau. Plusieurs types d'ensemencements peuvent être identifiés, selon le but visé : l'ensemencement de repeuplement, l'ensemencement de soutien, l'ensemencement de dépôt-retrait, l'ensemencement de compensation, l'introduction de poissons et l'ensemencement expérimental.

Lesensemencements de poissons entraînent de nombreux impacts environnementaux. Des répercussions néfastes desensemencements ont été documentées aux niveaux intraspécifique, interspécifique et écosystémique. Ces impacts ont un effet négatif sur la diversité biologique.

Les impacts intraspécifiques surviennent lorsque des poissons sont ensemencés dans un milieu où une ou plusieurs populations de cette même espèce existent déjà. Les principaux impacts intraspécifiques desensemencements de poissons sont l'altération de la taille et de la structure des populations, la détérioration génétique, notamment la perte de l'identité génétique, la perte

de variabilité génétique et la réduction de la taille effective des populations, et la transmission de parasites et de maladies.

Les poissons nouvellement introduits dans un plan d'eau ont souvent un effet néfaste sur les espèces indigènes, et même parfois sur le milieu d'ensemencement. Les impacts interspécifiques et écosystémiques des ensemencements de poissons peuvent être divisés en cinq grandes catégories : la compétition, la prédation, la transmission de parasites et de maladies, l'hybridation et, finalement, le déséquilibre trophique et l'altération du milieu.

La réduction de la diversité biologique est probablement la pire conséquence envisageable des impacts environnementaux des ensemencements de poissons. Ceux-ci ont un effet négatif dommageable sur les trois niveaux de la diversité biologique, soit la diversité génétique, la diversité d'espèces et la diversité écosystémique.

Étant conscients des impacts environnementaux engendrés par les ensemencements de poissons, une question s'impose : est-il acceptable pour l'être humain, d'un point de vue éthique, de favoriser, souvent au détriment de la diversité biologique, certaines espèces du milieu naturel à cause de sa préférence pour ces espèces, sachant que cette préférence est basée sur des critères variables et subjectifs? La réponse à cette question sera variable selon la philosophie à laquelle adhère la personne interrogée. Les ensemencements peuvent être acceptables pour les adeptes du conservationnisme, philosophie basée sur une éthique anthropocentrique, mais le sont beaucoup moins pour les adeptes de l'éthique de la terre, philosophie selon laquelle chaque entité naturelle possède une valeur intrinsèque, qu'elle soit ou non utilisée par l'être humain. Le conservationnisme est la tendance qui a marqué le 20^e siècle au niveau de la gestion des ressources naturelles mais de plus en plus, l'éthique de la terre gagne du terrain. D'un point de vue éthique, la gestion du milieu naturel devrait se faire à la fois pour la diversité biologique et pour la diversité sociologique.

Les impacts environnementaux des ensemencements de poissons dépendent grandement de la façon dont ceux-ci sont pratiqués. Ainsi, une saine gestion des ensemencements permettra d'en minimiser les impacts et, au contraire, une gestion déficiente ou inefficace aura comme

conséquence d'en augmenter les effets néfastes. Du point de vue du développement durable, les types d'ensemencement les moins acceptables sont les introductions, de même que les ensemencements de soutien, de dépôt-retrait et de compensation, alors que les ensemencements de repeuplement peuvent être acceptables s'ils sont pratiqués correctement. Les gestionnaires responsables des ensemencements ne devraient donc pas favoriser tous les types d'ensemencement. Les recommandations suivantes sont émises afin de faire des ensemencements de poissons une pratique acceptable selon les principes du développement durable :

- 1) Aucun ensemencement de poissons ne devrait être effectué sans que ses impacts environnementaux potentiels aient été évalués.
- 2) Les ensemencements de poissons devraient être une alternative de derniers recours. Avant qu'un programme d'ensemencement soit entrepris, des méthodes alternatives de rehaussement des populations telles que l'amélioration de la qualité de l'habitat ou une meilleure gestion des pêcheries devraient être considérées, afin de favoriser le rétablissement des stocks naturels. À ce titre, un processus décisionnel devrait être mis en place.
- 3) Lorsque la pertinence d'un ensemencement est évaluée, les bénéfices et les coûts de l'ensemencement, en termes socio-économiques et biologiques, devraient être considérés. Pour ce faire, des outils de mesure des bénéfices et des coûts doivent être développés.
- 4) Lorsque la pertinence d'un ensemencement est évaluée, l'option «ne rien faire » devrait être considérée par les gestionnaires au même titre que les autres options, malgré les pressions potentielles du public.
- 5) Lorsqu'un ensemencement est effectué, ses objectifs devraient avoir été clairement définis et l'atteinte de ceux-ci devrait pouvoir être vérifiée ultérieurement, de sorte que l'ensemencement puisse être qualifié en terme d'échec ou de réussite et que des leçons puissent être tirées de cet exercice.

- 6) Lorsqu'un ensemencement est effectué, l'identité génétique des poissons ensemencés devrait être le plus semblable possible à celle de la population locale. Les poissons ensemencés devraient être issus d'un nombre suffisamment grand de géniteurs pour éviter toute perte de variabilité génétique.
- 7) Les gestionnaires et le public, spécialement les pêcheurs, devraient être sensibilisés aux impacts environnementaux néfastes des ensemencements de poissons.
- 8) Pour les gestionnaires du milieu naturel, le fait de devoir pratiquer une activité d'ensemencement devrait être considéré comme un constat d'échec de pouvoir rétablir les effectifs d'une population par des moyens naturels et susciter un questionnement sur les méthodes de gestion utilisées.

Une analyse de la situation des ensemencements au Québec, où la pêche récréative est une activité importante, permet d'affirmer qu'il est irréaliste de penser que ces recommandations puissent être mises en application dans cette province sans que des modifications majeures soient tout d'abord apportées au système en place. Le principal obstacle à l'application des principes du développement durable est la disparité des organismes effectuant les ensemencements. Cependant, si une volonté réelle d'effectuer une gestion des ensemencements selon les principes du développement durable était présente, cette gestion pourrait possiblement être appliquée par la FAPAQ par le biais des permis de transport de poissons vivants et d'ensemencement. Pour qu'une telle situation soit concevable, il faut avant tout que les gestionnaires et le public soient informés des impacts environnementaux des ensemencements et qu'une volonté de changement du système de gestion actuel soit présente.

La réalité à laquelle sont confrontés les gestionnaires des pêches est complexe. Même lorsqu'elles visent une préservation adéquate du milieu naturel, les décisions doivent souvent être prises en fonction de pressions externes et dans un contexte où les ressources monétaires et humaines sont limitées. De toutes les recommandations émises dans le présent travail, l'information des gens sur les impacts néfastes des ensemencements de poissons est sans doute

la plus primordiale à court terme. Aucun changement significatif des systèmes de gestion en place ne saurait être apporté tant et aussi longtemps que les ensemencements continueront d'être vus comme un bienfait total. Le revers de la médaille existe. Les impacts environnementaux néfastes des ensemencements de poissons existent. Véhiculer ce message est le premier pas vers une amélioration de la gestion de la pêche récréative.

REMERCIEMENTS

Je remercie M. Yvan Guillemette de la FAPAQ et M. Robert Morin du MAPAQ qui ont bien voulu répondre à mes questions concernant la situation des ensemencements au Québec.

Je remercie aussi tout particulièrement Dr Jean-Marie Bergeron, directeur de cet essai, pour ses judicieuses suggestions, qui m'ont été très utiles lors de ma rédaction.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 GÉNÉRALITÉS.....	4
1.1 Définition de l'ensemencement	4
1.2 Les types d'ensemencements.....	4
1.2.1 Repeuplement	5
1.2.2 Soutien.....	5
1.2.3 Dépôt-retrait	5
1.2.4 Compensation.....	6
1.2.5 Introduction	6
1.2.6 Expérimentation	6
2 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX.....	7
2.1 Impacts intraspécifiques	7
2.1.1 Taille et structure des populations.....	7
2.1.2 Génétique des populations	8
2.1.3 Parasites et maladies	14
2.2 Impacts interspécifiques et écosystémiques	15
2.2.1 Compétition.....	16
2.2.2 Prédation	18
2.2.3 Parasites et maladies	20
2.2.4 Détérioration génétique par l'hybridation.....	22
2.2.5 Déséquilibre trophique et altération du milieu.....	23
2.3 Réduction de la diversité biologique	27
2.4 Roténone.....	29
3 ÉTHIQUE	31
3.1 La valeur des entités naturelles selon la perception humaine.....	31
3.2 Historique des philosophies de conservation en Amérique du Nord.....	34
3.2.1 Le préservationnisme	35
3.2.2 Le conservationnisme.....	35
3.2.3 L'éthique de la terre	36
3.2.4 La pensée traditionnelle amérindienne.....	36

3.3	Gestion du milieu naturel respectant l'éthique	37
4	LA GESTION DES ENSEMENCEMENTS	41
4.1	Les ensemencements de poissons dans un contexte de développement durable... ..	41
4.2	Problèmes de gestion reliés à l'ensemencement.....	46
4.3	Recommandations	49
5	ANALYSE DE CAS : LA SITUATION QUÉBÉCOISE	51
5.1	La pêche récréative et le peuple québécois	51
5.2	Les ensemencements de poissons au Québec.....	53
5.3	Améliorations à apporter au mode de gestion québécois	59
	CONCLUSION	62
	RÉFÉRENCES	64

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

	page
Figure 2.1	Schématisation du principe de réduction de la taille effective d'une population 13
Figure 2.2	Schématisation du principe de cascade trophique 23
Figure 2.3	Les trois niveaux de la diversité biologique 27
Figure 5.1	Évolution de l'âge moyen des pêcheurs québécois adultes de 1975 à 2000..... 52
Tableau 3.1	Définition et fonction des types de valeur accordée à la nature 32
Tableau 3.2	Résultat d'un sondage effectué aux États-Unis afin d'évaluer l'attitude de groupes de personnes envers certaines valeurs attribuables à la nature, de même que leur niveau de connaissance du milieu naturel 33
Tableau 5.1	Bilan desensemencements effectués par la FAPAQ en 2001 par région administrative 54
Tableau 5.2	Bilan desensemencements effectués par la FAPAQ en 2001 par espèce ensemencée 55
Tableau 5.3	Contexte législatif desensemencements de poissons au Québec 56
Tableau 5.4	Ventes dulcicoles (en tonnes) des piscicultures privées québécoises entre 1996 et 2001 57

LISTE DES ACRONYMES

FAPAQ	Société de la faune et des parcs du Québec
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
Zec	Zone d'exploitation contrôlée

INTRODUCTION

Depuis des milliers d'années, le poisson est une ressource alimentaire importante pour l'être humain. De nos jours, bien que la pêche en eaux douces soit toujours un moyen de subsistance pour plusieurs communautés à travers le monde, un grand nombre de personnes la pratique à des fins récréatives. Les méthodes de pêche se sont perfectionnées au fil du temps et les pêcheurs sont aujourd'hui en mesure d'extraire de grandes quantités de poissons des plans d'eau. Afin de protéger les populations de poissons, des règlements de pêche et des limites de prises ont été instaurés un peu partout sur la planète. Parallèlement, des poissons sont ensemencés dans les plans d'eau afin d'assurer le maintien ou le rétablissement des populations piscicoles.

Cependant, bien que l'ensemencement de poissons représente un outil pouvant être utilisé à des fins de conservation des populations, son objectif premier est maintenant d'augmenter la production des pêcheries. Dans les régions tropicales, l'emphase est mise sur la production de poissons comme ressource alimentaire mais dans les sociétés mieux nanties, comme en Amérique du Nord, on vise plutôt la promotion de la pêche récréative (Welcomme, 1998) qui est un moteur économique important.

L'ensemencement de poissons est une pratique qui est en croissance à l'échelle mondiale. Environ 3,4 milliards de poissons sont ensemencés annuellement en Europe (Welcomme, 1998). Au Québec seulement, plus de 1000 tonnes de poissons ont été ensemencés en eaux douces en 2001 (Guillemette, 2002a; Morin, 2002a). En Amérique du Nord, l'ensemencement a connu ses débuts vers 1870. Autour de 1960, les techniques de production de poissons avaient évolué à un point tel que les piscicultures étaient en mesure de fournir des millions de poissons annuellement, ce qui a permis l'ensemencement de plans d'eau aussi vastes que les Grands Lacs. Afin de permettre une activité de pêche diversifiée, et donc plus attrayante, de nombreuses espèces non indigènes ont été introduites et plusieurs se sont établies avec succès dans leur milieu d'adoption. L'ensemencement et la naturalisation d'espèces introduites sont des phénomènes généralisés à l'échelle planétaire et ont été effectués sur tous les continents sauf l'Antarctique (Krueger et May, 1991).

Étonnamment, malgré la popularité croissante des ensemencements, relativement peu d'études ont cherché à évaluer avec précision leur efficacité et leur effet sur l'environnement. Dans plusieurs cas, l'ensemencement n'est pas un outil de gestion rationnel mais plutôt un outil politique par lequel les pêcheurs sont rassurés de constater que des actions sont entreprises afin de leur assurer un apport en poissons (Welcomme, 1998).

De plus, cette pratique implique un coût environnemental. Bien que l'économie locale tire souvent profit de l'ensemencement de poissons, l'écologie et la génétique des populations piscicoles sont affectées par ce déversement massif d'une grande quantité de poissons dans un lac ou un cours d'eau. Les impacts sont encore plus importants lors de l'introduction d'une nouvelle espèce. L'ensemencement de poissons suggère un questionnement éthique puisqu'il consiste à favoriser volontairement certaines espèces, qui plaisent davantage à l'être humain, au détriment de la biodiversité. D'ailleurs, le Service américain des parcs a récemment arrêté l'ensemencement d'espèces récréatives sur ses territoires pour plutôt se concentrer sur la conservation des espèces indigènes, même si ces dernières sont moins intéressantes au niveau de la pêche récréative (Wuerthner, 2001). Cependant, d'une manière générale, les ensemencements de poissons à travers le monde s'effectuent encore sans grande considération des impacts environnementaux, notamment à cause du désir d'augmenter la productivité et la rentabilité des pêcheries, du manque d'information sur les impacts réels et du poids politique que représente cette pratique.

Le premier objectif du présent travail est de mettre en lumière les problématiques environnementales associées à la pratique des ensemencements de poissons. Une fois ces problématiques ciblées, un deuxième objectif est de lancer des pistes de solutions qui pourraient être utilisées afin de rendre la gestion des ensemencements de poissons plus respectueuse des grands principes environnementaux, notamment de la préservation de la diversité biologique. Le but de cette démarche est de susciter chez le lecteur une réflexion critique envers la pratique des ensemencements de poissons, qui est souvent perçue à tort comme une activité essentiellement bénéfique pour les plans d'eau.

Pour ce faire, les différents types d'ensemencement existants de même que leurs objectifs respectifs seront décrits, les impacts environnementaux associés aux ensemencements seront présentés, puis une analyse éthique du phénomène sera effectuée en se basant sur les grands courants de pensée touchant la gestion du milieu naturel en Amérique du Nord. Ensuite, l'acceptabilité des ensemencements sera analysée en se basant sur les principes du développement durable. Parallèlement, les lacunes des systèmes actuels de gestion des ensemencements seront présentées et des recommandations pour l'amélioration de ces systèmes seront émises. Finalement, la situation québécoise sera exposée puis des suggestions seront émises quant à la façon dont les recommandations suggérées précédemment pourraient lui être appliquées.

Des articles scientifiques publiés dans des revues reconnues avec comité de sélection représentent la plus grande partie de la documentation utilisée pour l'élaboration de ce travail. Pour récolter l'information relative à la situation québécoise, des personnes ressources de différents ministères ont été contactées et les versions les plus récentes des pages Internet les plus pertinentes ont été consultées.

Il est important de noter que ce travail porte uniquement sur les ensemencements de poissons en eaux douces. Les ensemencements en milieu marin, bien qu'ils aient de nombreux points communs avec les ensemencements en eaux douces, représentent une problématique différente et ne seront pas traités dans le cadre du présent travail. De façon similaire, les impacts environnementaux associés à la production des poissons en piscicultures ne seront pas présentés puisque les piscicultures fournissent des poissons pour divers marchés, dont les ensemencements ne représentent qu'une partie.

1 GÉNÉRALITÉS

Avant de discuter des impacts environnementaux des ensemencements de poissons, il importe tout d'abord de clarifier la notion d'ensemencement, puisque le terme peut être interprété de différentes façons. Dans un deuxième temps, les différents types d'ensemencement seront présentés.

1.1 Définition de l'ensemencement

Dans le cadre du présent travail, le terme « ensemencement » représente tout déversement volontaire par l'être humain de poissons vivants (œufs, alevins, fretins ou adultes) dans un plan d'eau.

Le terme inclut les introductions, c'est-à-dire le déversement dans un plan d'eau de poissons d'une espèce absente de ce plan d'eau. Certains auteurs, dont Cowx (1998), font la distinction entre le terme « transfert », qui est défini comme le déversement dans un plan d'eau de poissons d'une espèce absente de ce plan d'eau, mais issue d'un plan d'eau de la même région géographique ou politique, et le terme « introduction », qui est alors défini comme le déversement dans un plan d'eau de poissons d'une espèce absente de ce plan d'eau, ainsi que des autres plans d'eau de la même région géographique ou politique. Dans le présent travail, cette distinction n'est pas faite et le terme « introduction » est utilisé pour tout ensemencement de poissons d'une espèce absente du plan d'eau visé.

Ensuite, il est important de noter que le terme « ensemencement » se traduit en anglais par le terme « *stocking* », qui lui n'inclut pas les introductions. Le terme « ensemencement » utilisé dans le présent travail, qui inclut les introductions, n'est donc pas l'équivalent du terme anglais « *stocking* ».

1.2 Les types d'ensemencement

À travers le monde, les ensemencements de poissons sont effectués pour différentes raisons. Ainsi, certains ensemencements visent la conservation, d'autres sont effectués à des fins expérimentales et finalement, la plupart visent à favoriser l'activité de pêche par la mise en

valeur de certaines espèces piscicoles (Cowx, 1998; Gonthier, 1991). Pour atteindre ces objectifs, différents types d'ensemencements sont pratiqués.

1.2.1 Repeuplement

Le repeuplement vise le rétablissement d'une population suite à une perturbation majeure de cette population ou de son habitat (Gonthier, 1991). On le pratique normalement après que le facteur limitant le rétablissement ou l'amélioration des stocks ait été éliminé ou réduit. Le but ultime de ce type d'ensemencement devrait être la création d'une population de poissons et d'un écosystème capables de se maintenir dans le temps sans apport extérieur (Cowx, 1998). Au Québec, les ensemencements suite à l'empoisonnement d'un plan d'eau à des fins de restauration sont aussi considérés comme faisant partie de cette catégorie (Gonthier, 1991).

1.2.2 Soutien

L'ensemencement de soutien a pour but l'augmentation ou le maintien de l'activité de pêche là où les habitats sont déficients ou lorsque la pression de pêche est trop élevée (Gonthier, 1991). Il constitue aussi la principale méthode utilisée pour augmenter ou maintenir les stocks de poissons lorsque la production du plan d'eau est perçue comme étant inférieure à celle qu'il pourrait potentiellement soutenir, et que les raisons de cette production restreinte ne sont pas identifiées. La majorité des ensemencements effectués dans le passé font partie de cette catégorie. Lorsque ce type d'ensemencement est adopté comme solution permanente, il nécessite d'être répété régulièrement afin de soutenir l'activité de pêche et devient un équivalent à long terme de l'ensemencement dépôt-retrait (Cowx, 1998).

1.2.3 Dépôt-retrait

L'ensemencement de type dépôt-retrait n'a aucune valeur de conservation. Il vise uniquement à fournir aux pêcheurs une quantité suffisante de poissons de taille assez grande pour être pêchés, de manière immédiate ou à court terme (Gonthier, 1991). Les poissons sont ensemencés dans le seul but d'être pêchés.

1.2.4 Compensation

Lors de travaux apportant des perturbations majeures des réseaux hydrographiques tels que la construction de barrages ou le creusage de canaux de drainage des terres, il arrive que des poissons soient ensemencés dans les nouveaux réservoirs hydriques ainsi créés, et ce, afin de compenser pour les dommages causés au milieu naturel. Cependant, ces ensemencements ne conduisent normalement pas à l'implantation d'une population piscicole autosuffisante (Cowx, 1998).

1.2.5 Introduction

L'ensemencement d'introduction vise à établir dans un milieu une espèce qui pourra s'y implanter et s'y maintenir par sa reproduction naturelle (Gonthier, 1991). Les raisons qui motivent une telle action sont variables. Premièrement, les introductions sont souvent effectuées afin de rendre disponibles dans un milieu une nouvelle espèce sportive ou commerciale (Cowx, 1998; Lever, 1998). Comme les espèces introduites d'intérêt sportif sont le plus souvent des prédateurs, il arrive aussi que l'introduction de proies piscicoles soit nécessaire afin de soutenir les populations. Ensuite, des introductions sont parfois utilisées comme méthode de contrôle biologique. Citons notamment les poissons larvivores du genre *Gambusia* qui ont souvent été introduits à différents endroits du globe afin de réduire les populations de moustiques. Finalement, plus rarement, des poissons sont introduits dans certains milieux pour leurs qualités ornementales ou tout simplement par accident (Lever, 1998).

1.2.6 Expérimentation

Les ensemencements expérimentaux visent à permettre la réalisation d'une recherche fondamentale ou appliquée afin d'améliorer les connaissances des gestionnaires sur l'efficacité des ensemencements (Gonthier, 1991).

2 IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Lesensemencements de poissons présentent de nombreux impacts environnementaux. Ce chapitre présente les impacts intraspécifiques, interspécifiques et écosystémiques, ainsi que l'effet de ces impacts sur la diversité biologique. Finalement, une dernière section est consacrée aux conséquences de l'utilisation de la roténone comme outil de gestion des plans d'eau.

2.1 Impacts intraspécifiques

Les impacts intraspécifiques surviennent lorsque des poissons sont ensemencés, le plus souvent afin d'augmenter le succès de pêche, dans un milieu où une ou plusieurs populations de cette même espèce existent déjà. Les impacts intraspécifiques touchent principalement la taille et la structure des populations, leur génétique et la transmission de parasites et de maladies.

2.1.1 Taille et structure des populations

À la suite d'un ensemencement, les effectifs des populations subissent généralement une augmentation marquée à court terme. Cependant, l'efficacité des ensemencements à augmenter les effectifs d'une population à moyen et long termes est variable. Par exemple, une étude sur le Doré jaune (*Stizostedion vitreum*) effectuée sur 1 924 lacs du Minnesota a démontré que les ensemencements effectués là où les populations se reproduisaient naturellement n'ont eu aucun effet sur l'abondance des populations (Li *et al.*, 1996).

Lorsque l'ensemencement est efficace et que la taille des populations augmente dans le milieu, la structure de ces populations peut en être affectée. Par exemple, dans l'étude citée précédemment, là où les effectifs de Doré jaune avaient augmenté suite à des ensemencements, le poids moyen de ces poissons a diminué significativement (Li *et al.*, 1996). Une augmentation de la taille d'une population entraînera aussi des impacts interspécifiques, tels qu'une augmentation de la compétition et de la prédation, qui seront discutés dans la section 2.2.

2.1.2 Génétique des populations

Les impacts génétiques de l'ensemencement sont plus difficiles à détecter et à suivre que les impacts écologiques (Allendorf, 1991) et de tous les impacts génétiques, les impacts intraspécifiques sont de loin les plus ardues à documenter, car les liens de parenté entre les différentes populations sont difficiles à identifier morphologiquement et biochimiquement (Krueger et May, 1991). Cependant, plusieurs chercheurs et gestionnaires de la faune à travers le monde prétendent depuis plusieurs années que les effets génétiques néfastes des ensemencements de poissons constituent une menace à la survie à long terme de plusieurs populations et espèces de poissons (Allendorf, 1991).

Les impacts de l'ensemencement sur la génétique des populations varient énormément selon le type d'ensemencement pratiqué et la source des poissons ensemencés. Cependant, trois types d'impacts sur la génétique des populations ont été identifiés (Tringali et Bert, 1998) et seront présentés ici : la perte d'identité génétique, la perte de variabilité génétique et la réduction de la taille effective de la population.

La perte de l'identité génétique d'une population est la plus flagrante des conséquences génétiques intraspécifiques des ensemencements de poissons. Elle survient lorsque des poissons de même espèce, mais provenant de milieux différents, sont mis en contact, comme par exemple lors de l'ensemencement d'un plan d'eau avec des poissons originaires d'un autre endroit.

Les lacs et rivières étant des milieux relativement fermés, le taux naturel de migration entre les populations des différents cours d'eau est normalement nul ou très faible. En fait, le taux de migration entre les populations est de 10 à 100 fois plus faible pour les poissons d'eau douce que pour les poissons marins. En conséquence, la différenciation génétique entre les populations d'une même espèce est significativement plus élevée pour les poissons d'eau douce que pour les espèces marines (Ward *et al.*, 1994). La composition génétique des populations des différents cours d'eau varie donc localement, la sélection naturelle opérant sur chacune selon les contraintes et les caractéristiques propres à chaque milieu (Krueger et May, 1991). Grâce à ces adaptations locales, les poissons indigènes, lorsque comparés à d'autres

poissons relâchés dans le milieu, démontrent une performance supérieure au niveau de la survie des jeunes et des adultes, de la résistance aux maladies propres au milieu et du comportement de dissimulation (Carvalho et Cross, 1998). Ainsi, pour une même espèce, les poissons du lac « A » seront génétiquement différents de ceux du lac « B », puisqu'ils auront évolué depuis des milliers d'années dans ces deux lacs représentant un environnement différent.

Lorsque des poissons (ou des œufs de poissons) du lac « A » sont prélevés puis ensemencés en grand nombre dans le lac « B » (par exemple pour augmenter les populations du lac « B »), l'identité génétique des poissons du lac « B » risque d'être fortement érodée. La reproduction des individus originaires du lac « A » avec ceux du lac « B » entraîne une homogénéisation des caractéristiques génétiques de chacune des populations (Krueger et May, 1991). Un des plus grands dangers de cette homogénéisation est évidemment la perte de populations adaptées de manière optimale à leur milieu (Allendorf et Leary, 1988; Carvalho et Cross, 1998). La reproduction entre différentes populations ou différentes lignées résulte en des individus ayant une valeur adaptative (*fitness*) réduite (Carvalho et Cross, 1998; Cross, 2000). Le résultat de milliers d'années d'évolution peut ainsi être détruit en transférant des poissons d'un milieu à un autre. Bien que ce phénomène soit connu, plusieurs ensemencements à travers le monde se font toujours avec des poissons non natifs du milieu récepteur (Tringali et Bert, 1998; Cross, 2000).

La perte de l'identité génétique d'une population suite à des ensemencements peut être très rapide. En Ontario, il a été démontré que, suite à des ensemencements, les stocks naturels de Touladis (*Salvelinus namaycush*) pouvaient être complètement remplacés par les stocks d'élevage en quelques générations seulement, réduisant ainsi l'hétérogénéité génétique des populations et entraînant la disparition des stocks adaptés aux conditions locales (Evans et Willox, 1991).

Si les poissons ensemencés ont été élevés en pisciculture depuis plusieurs générations, la perte de valeur adaptative des populations naturelles risque d'être encore plus marquée puisque les poissons d'élevage ont tendance à développer des traits génétiques optimaux pour les

conditions de captivité mais souvent inappropriés en milieu naturel (Hynes *et al.*, 1981). En Espagne, l'ensemencement de Truites brunes (*Salmo trutta*) d'origine domestique a résulté en une contamination génétique de plusieurs populations indigènes, sans pour autant faire augmenter significativement la taille de ces populations (Blancos *et al.*, 1998). En Amérique du Nord, il a été démontré, suite à une analyse d'ADN mitochondrial, que les Ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) natifs d'une région appalachienne étaient génétiquement différents des spécimens issus d'élevage et qu'un ensemencement continu de poissons non indigènes pourrait éliminer des génotypes uniques dans ces populations (Hayes *et al.*, 1996).

Le fait d'ensemencer seulement des poissons issus du milieu récepteur n'est pas suffisant pour éliminer tout impact génétique. La perte de variabilité génétique des populations est un effet génétique néfaste qui survient même si les poissons ensemencés sont originaires du milieu. Afin de bien saisir l'importance de la variabilité génétique, il convient de rappeler quelques notions primaires de génétique.

Le principe de base de la diversité génétique est que les individus d'une même population sont souvent génétiquement différents entre eux. Cette variation vient du fait que les individus possèdent des gènes de compositions différentes. Les différentes formes d'un gène se nomment « allèles ». Par exemple, des allèles différents pour un même gène peuvent produire différentes protéines, qui n'auront pas la même structure et la même fonction, ce qui pourrait ensuite entraîner des différences dans le développement ou la physiologie des individus possédant chaque type d'allèles (Primack, 1993).

La variabilité génétique est à la base du principe de sélection naturelle. Puisque les différences génétiques entre individus entraînent parfois des différences relatives à leur capacité de survie ou de reproduction, comme par exemple la tolérance au froid ou la résistance aux maladies, les individus qui sont les mieux adaptés génétiquement auront tendance à produire plus de rejetons, transmettant ainsi leurs gènes à une plus grande descendance. La variabilité génétique est donc importante pour la survie des populations, car elle leur permet de s'adapter aux changements de l'environnement (Primack, 1993).

Le degré de variabilité génétique dans une population est déterminé à la fois par le nombre de gènes qui ont plus d'un allèle (appelés « gènes polymorphiques ») et le nombre d'allèles pour chaque gène polymorphique. L'existence d'un gène polymorphique dans une population permet aux individus d'être hétérozygotes pour ce gène, c'est-à-dire de recevoir de leurs deux parents deux allèles différents de ce gène. La démonstration a été faite pour de nombreuses espèces de plantes et d'animaux, que les individus hétérozygotes ont une plus grande valeur adaptative que les individus homozygotes : les individus hétérozygotes ont tendance à avoir une meilleure croissance, un meilleur taux de survie et un meilleur succès reproducteur (Primack, 1993).

Les poissons utilisés pour ensemercer les cours d'eau sont souvent les descendants d'un nombre restreint de géniteurs, dont les œufs ont été récoltés puis menés à terme en pisciculture. Ces individus ne présentent donc pas une grande variabilité génétique et peuvent facilement réduire la variabilité génétique des populations dans lesquelles ils sont ensemençés, surtout s'ils représentent une forte proportion de la population finale (Ryman et Stahl, 1980; Waples et Do, 1994). Pour maintenir une variabilité génétique acceptable dans les populations d'élevage, un total de 50 à 200 géniteurs génétiquement différents est normalement recommandé. Les populations ainsi ensemençées conserveraient, en théorie, au moins 99 % de leur hétérozygote (Tringali et Bert, 1998). Si un nombre inférieur de géniteurs est utilisé, la variabilité génétique de la population diminue à chaque fois qu'un ensemençement est effectué.

La perte de variabilité génétique et la perte d'identité génétique sont des phénomènes qui ont été très étudiés dans plusieurs pays chez le Saumon atlantique (*Salmo salar*), espèce dont des individus issus d'élevage font diminuer significativement l'hétérozygotie des populations sauvages de même que leur valeur adaptative et leur productivité, soit en s'évadant des élevages, soit en étant volontairement ensemençés dans le milieu (Clifford *et al.*, 1998; Cross *et al.*, 1998; Gausen et Moen, 1991; McGinnity *et al.*, 1997).

Le troisième effet génétique intraspécifique néfaste de l'ensemencement de poissons est la réduction de la taille effective de la population. La taille effective de la population (N_e)

représente le nombre d'individus reproducteurs génétiquement différents dans la population et est souvent beaucoup plus petite que la taille réelle de la population (N). La taille effective est notamment plus petite que N lorsque les individus ne peuvent pas tous se reproduire, lorsque le ratio des sexes est inégal ou lorsque le succès reproducteur varie entre les individus (Primack, 1993). Comme N_e n'est pas directement relié à N , sa valeur est difficile à estimer, spécialement dans les populations dont les générations se chevauchent, comme c'est le cas chez les poissons (Nunney et Elam, 1994).

Cependant, la taille de la population effective est un facteur important du maintien de la diversité génétique, la variabilité génétique des petites populations ayant naturellement tendance à diminuer. Par exemple, si dans une population de 2000 individus ($N = 2000$), on retrouve 1000 individus reproducteurs ($N_e = 1000$) possédant chacun deux allèles par gène, un allèle qui représente 5 % du pool génétique sera présent en 100 copies ($0,05 \times 1000$ individus \times 2 copies par individu) qui pourront potentiellement être transmises aux générations futures. Si, dans la même population, on retrouve seulement 10 individus reproducteurs ($N_e = 10$), ce même allèle ne serait présent qu'en une seule copie transmissible ($0,05 \times 10$ individus \times 2 copies par individu) et présenterait une forte probabilité de rapidement disparaître du pool génétique de la population, entraînant une perte de diversité génétique au sein de la population. Les allèles rares sont évidemment ceux qui courent le plus grand risque de disparaître (Primack, 1993).

En tenant compte de la génétique des populations, N_e est grandement influencé par le degré de parenté entre individus. Par exemple, la valeur de N_e sera faible si tous les individus reproducteurs d'une population sont génétiquement semblables alors qu'elle sera élevée si les individus reproducteurs présentent une grande variabilité génétique. Mathématiquement, N_e représente l'inverse de la probabilité que deux gènes homologues de deux individus reproducteurs choisis au hasard dans la population soient issus d'un même parent dans la génération précédente (Ryman et Laikre, 1991).

À partir de cette définition, il a été démontré que lesensemencements de poissons, bien qu'ils fassent augmenter la valeur de N (du moins à court terme), ont un effet négatif sur la valeur de

N_e . Ryman et Laikre (1991) ont démontré mathématiquement que le fait d'augmenter artificiellement la taille d'une population (N) par l'ajout d'individus provenant d'élevages réduisait automatiquement la taille effective (N_e) de la population.

La figure 2.1 illustre, de manière simplifiée, le principe de diminution de la taille effective de la population. Une certaine quantité de gamètes (et donc d'allèles) sont recueillies dans la population originale (1), à partir desquelles des poissons sont élevés en pisciculture puis ensemenés dans le même milieu que la population originale (2). À la fin du programme d'ensemencement, la population retrouve sa taille originale (3). Cependant, la taille effective de la population a diminué car la proportion d'individus génétiquement semblables a augmenté et la population est maintenant plus à risque de subir une diminution de la variabilité génétique.

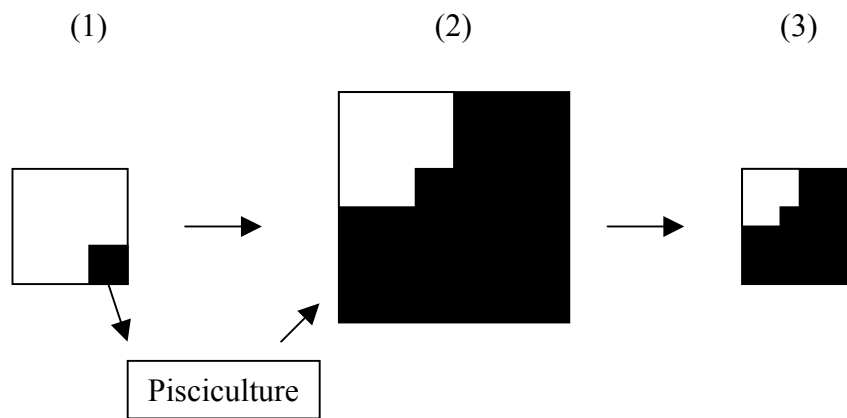


Figure 2.1 Schématisation du principe de réduction de la taille effective d'une population. Modifié de Tringali et Bert (1998).

Il découle de cette observation que le degré de variabilité génétique des populations risque de diminuer même si un nombre adéquat de géniteurs est utilisé (Ryman et Laikre, 1991), puisqu'une réduction de N_e augmente le risque de disparition des allèles rares de la population (Krueger et May, 1998 ; Nunney et Elam, 1994; Primack, 1993). La démonstration mathématique de Ryman et Laikre (1991) a été testée sur des populations naturelles par Tringali et Bert (1998) qui ont conclu que même si le nombre de géniteurs est suffisant et que la population conserve plus de 99 % de son hétérozygoté, les ensemencements de poissons peuvent faire chuter la taille effective des populations à un niveau tel que leur avenir génétique pourrait être incertain. Même avec une centaine de géniteurs issus de la population

originale, pratiquement aucune population naturelle de poissons ne peut absorber un apport de plus de 45 % de sa taille (N) sans subir une réduction drastique de sa taille effective (N_e) (Tringali et Bert, 1998).

Il a été estimé qu'une population isolée a besoin d'un N_e d'au moins 50 et préférablement de 500 individus pour maintenir sa variabilité génétique. On réfère à ces valeurs comme la règle du 50/500 (Primack, 1993). Cependant, plusieurs études considèrent que 500 individus est la valeur qui doit être prise en compte. Pour plusieurs populations, les ensemencements de poissons peuvent facilement faire chuter N_e sous ces valeurs (Tringali et Bert, 1998)

En résumé, les ensemencements de poissons présentent plusieurs impacts génétiques intraspécifiques. Alors que la perte d'identité génétique peut être évitée en ensemençant des poissons génétiquement adaptés au milieu récepteur et que la perte de variabilité génétique peut être minimisée en utilisant une quantité suffisante de géniteurs, la réduction de la taille effective de la population est pratiquement inévitable. Tout ensemencement de poissons comporte donc un coût génétique minimal pour les populations indigènes de l'espèce ensemencée.

2.1.3 Parasites et maladies

La différenciation génétique des populations affecte grandement leur capacité de résister à différentes maladies. Ces variations dans le degré de résistance reflètent probablement la présence ou l'absence d'une longue association entre l'agent infectieux et les poissons dans un même milieu. Lorsque les deux types d'organismes évoluent ensemble dans le temps, ils développent souvent un certain degré de tolérance un envers l'autre. À moins d'un très grand stress environnemental (réchauffement de l'eau, manque de nourriture, etc.), l'agent infectieux ne causera normalement pas de problèmes majeurs à une telle population (McVicar, 1997).

Cependant, l'exposition d'une population à un nouveau pathogène peut avoir des conséquences désastreuses. L'introduction d'un pathogène exotique dans un plan d'eau où les populations ne possèdent pas de résistance innée présente un risque énorme (Bailey, 1991;

McVicar, 1997). Un projet d'ensemencement dans lequel le contrôle des pathogènes est insuffisant peut se révéler coûteux pour la production même des organismes ensemencés, désastreux pour leur survie dans leur nouveau milieu, et surtout catastrophique pour les populations déjà en place dans le milieu ensemencé (Bailey, 1991).

On reconnaît non seulement que des individus d'une même espèce mais d'origine génétique différente peuvent présenter une susceptibilité différente aux maladies, mais aussi qu'ils peuvent présenter une susceptibilité différente à des souches diverses d'un même pathogène. Comme la virulence d'un pathogène peut varier d'une souche à l'autre, la présence d'un pathogène dans le milieu d'ensemencement ne réduit pas forcément les risques d'un ensemencement avec des individus porteurs de ce pathogène (Bailey, 1991).

Au Canada, deux des infections les plus courantes et les plus dommageables sont la furonculose (*Aeromonas salmonicida*) et la nécrose pancréatique infectieuse (IPNV). Ces maladies se retrouvent chez plusieurs Salmonidés mais aussi chez d'autres espèces telles que les meuniers (*Catostomus* spp.), le Doré jaune, la Perchaude (*Perca flavescens*) et les brochets (*Esox* spp.) (Bailey, 1991).

Récemment, pour la première fois au Québec, on a découvert chez l'Ombre de fontaine une septicémie causée par la bactérie *Edwardsiella tarda*, et ce, dans deux différentes piscicultures (Uhland *et al.*, 2000). Il va de soi que l'ensemencement de ces poissons auraient pu présenter des risques pathologiques pour les populations sauvages.

2.2 Impacts interspécifiques et écosystémiques

Les poissons nouvellement introduits dans un plan d'eau ont souvent un effet néfaste sur les espèces indigènes, et même parfois sur le milieu d'ensemencement. Le cas des États-Unis illustre bien ce phénomène. Plus de 530 espèces de poissons ont été introduites dans les eaux douces de ce pays et la plupart de ces introductions ont été néfastes pour les communautés indigènes. Les espèces introduites sont impliquées dans la disparition de 24 des 30 espèces de poissons que se sont éteintes aux États-Unis pendant le 20^e siècle, et sont l'unique cause de l'extinction de deux espèces (Harold et Saunders, 2000).

Les impacts interspécifiques et écosystémiques des ensemencements de poissons peuvent être divisés en cinq grandes catégories : la compétition, la prédation, la transmission de parasites et de maladies, l'hybridation et, finalement, le déséquilibre trophique et l'altération du milieu.

2.2.1 Compétition

Les espèces introduites peuvent entrer en compétition avec les espèces locales pour diverses ressources, notamment la nourriture et l'espace. Cette compétition peut avoir trois conséquences principales : l'extinction d'une ou de plusieurs espèces, la coexistence des espèces en compétition (soumise à des fluctuations, l'environnement pouvant favoriser différentes espèces de manière alternative) ou un changement éventuel dans la niche écologique d'une ou de plusieurs espèces (Krueger et May, 1991).

En Amérique du Nord, un des exemples les plus frappants de la compétition interspécifique suite à l'introduction de nouvelles espèces est le cas de l'Omble de fontaine. Au cours des 100 dernières années, ce poisson natif de nos régions a disparu de plusieurs plans d'eau de l'Est de l'Amérique du Nord et a été remplacé par la Truite brune originaire d'Europe. La compétition pour la nourriture et l'espace, dans laquelle la Truite brune serait avantagée, est l'hypothèse généralement acceptée pour expliquer cette situation (Krueger et May, 1991). Au Minnesota, il y a compétition entre les deux espèces pour les sites de reproduction. Bien que cette compétition soit désavantageuse pour les deux espèces, il semblerait que ses impacts soient particulièrement sévères pour l'Omble de fontaine (Sorensen *et al.*, 1995). Par contre, en Suède, dans certains cas, c'est l'Omble de fontaine américain qui a remplacé la Truite brune indigène (Josefsson, 1999). Il est donc difficile de prédire quelle sera l'espèce dominante, les contraintes environnementales influençant grandement la valeur compétitive de chaque espèce.

Dans d'autres ruisseaux de l'Est de l'Amérique du Nord, c'est par la Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) introduite de l'Ouest du continent que l'Omble de fontaine a été délogé. Dans ces ruisseaux, on retrouve typiquement en amont une zone où on retrouve seulement l'Omble de fontaine, une zone médiane où l'Omble de fontaine et la Truite arc-en-

ciel vivent en sympatrie et une zone en aval où la Truite arc-en-ciel domine. Comme dans le cas de la Truite brune, la compétition entre les espèces serait la cause du déplacement de l'Omble de fontaine (Krueger et May, 1991).

Dans l'Ouest de l'Amérique du Nord, la situation est inversée : c'est l'introduction de l'Omble de fontaine qui a presque fait disparaître la Truite fardée (*Salmo clarki*) de plusieurs régions. L'introduction de la Truite arc-en-ciel dans des milieux où elle était auparavant absente a aussi été très néfaste pour les populations de Truites fardées, les Truites arc-en-ciel étant plus agressives que les Truites fardées de taille égale (Krueger et May, 1991).

Au Québec, le Mulet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) et le Meunier noir (*Catostomus commersoni*) ont été introduits dans des lacs du bouclier Laurentien où l'Omble de fontaine était auparavant la seule espèce présente. La pression compétitive exercée par le mulet et le meunier pour la nourriture a induit un changement dans l'alimentation de l'Omble de fontaine, qui a délaissé sa consommation d'organismes benthiques dans la zone littorale pour se rabattre sur le zooplancton dans la zone pélagique (Bergeron *et al.*, 1997; Lacasse et Magnan, 1992; Magnan, 1988; Magnan et FitzGerald, 1982; Tremblay et Magnan, 1991).

Dans plusieurs lacs du Michigan, l'abondance du Crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) a été réduite en moyenne de 56 % suite à l'introduction du Crapet à oreilles rouges (*Lepomis microlophus*). Ces deux espèces possèdent des adaptations morphologiques et comportementales semblables qui font d'eux des prédateurs spécialisés pour les mollusques. La compétition pour les escargots est la raison qui a été suggérée pour expliquer l'influence négative du Crapet à oreilles rouges sur les populations de Crapet-soleil (Fisher Huckins *et al.*, 2000).

En Australie, la compétition pour les ressources, qu'elle soit sous forme d'interférence ou d'agression, semble être le processus par lequel les poissons introduits nuisent le plus aux espèces indigènes. Par exemple, *Gambusia holbrooki*, un poisson larvivoire introduit et qui est très agressif, s'attaque à des poissons indigènes du double de sa taille. Les blessures

infligées au corps et aux nageoires sont mineures mais les poissons qui en sont affligés deviennent très vulnérables aux maladies (Arthington, 1991).

La compétition interspécifique n'affecte pas que les poissons. Ainsi, la présence de jeunes Ombles de fontaine induit chez la Salamandre pourpre (*Gyrinophilus porphyriticus*) un changement dans l'utilisation de l'habitat, en réponse à une compétition pour les ressources de la part des ombles (Resetarits, 1995).

2.2.2 Prédation

Parallèlement à la compétition, la prédation est un autre mode d'action par lequel les poissonsensemencés dans un milieu peuvent affecter les autres espèces. Les espècesensemencées peuvent être des prédateurs importants d'autres poissons, mais aussi d'autres animaux tels que les amphibiens et les invertébrés.

La prédation d'autres espèces de poissons survient lorsque des poissons piscivores sontensemencés. Par exemple, le Touladi introduit est une cause de mortalité importante de la Truite fardée dans l'Ouest de l'Amérique du Nord (Krueger et May, 1991; Wuerthner, 1998). La Truite brune introduite d'Europe atteint une grande taille et consomme l'Omble de fontaine avec qui elle entre aussi en compétition pour la nourriture et les sites de reproduction. Aux États-Unis, la prédation par des Truites brunes de grande taille est un mécanisme qui affecte grandement l'abondance de plusieurs espèces dont *Catostomus microps*, un Catostomidé menacé en Californie (Krueger et May, 1991).

Au Québec, il a été suggéré que l'intensité de la prédation des espèces piscivores dans les petits lacs du parc de la Gatineau est responsable de l'extinction locale de plusieurs espèces de poissons de petite taille dans ces lacs. Tous ces petits lacs étaient originellement sans piscivores, ceux-ci ayant été introduits lors des 85 dernières années (Chapleau *et al.*, 1997). Au Michigan, l'introduction expérimentale de Grands Brochets (*Esox lucius*) a eu un effet semblable, induisant des changements importants dans la structure de la communauté ichtyologique (He et Wright, 1992).

En Asie et en Amérique tropicales, dans de nombreux cas, l'introduction de poissons n'a pas affecté gravement les espèces indigènes, sauf s'il s'agissait de l'introduction d'espèces piscivores (Fernando *et al.*, 1991). La prédation est donc le mécanisme par lequel les espèces introduites ont pu nuire aux espèces indigènes.

Les introductions de poissons peuvent aussi avoir des effets très néfastes, par la prédation, sur les populations d'amphibiens (Delacoste *et al.*, 1997; Drake et Naiman, 2000; Funk et Dunlap, 1999; Gamradt et Kats, 1996; Gillespie, 2001; Goodsell et Kats, 1999; Hecnar et M'Closkey, 1997; Josefsson, 1999; Knapp *et al.*, 2001; Knapp et Matthews, 1998; Knapp et Matthews, 2000; Resetarits, 1995; Resetarits, 1997; Tyler *et al.*, 1999).

Historiquement, 95 % des quelque 16 000 lacs des montagnes de l'Ouest américain ne contenaient aucun poisson. Cependant, certaines espèces dont la Truite fardée, la Truite arc-en-ciel et l'Ombre de fontaine (Drake et Naiman, 2000) y ont été introduites pour favoriser la pêche récréative (Knapp et Matthews, 1998). De nos jours, 60 % de ces lacs contiennent des Salmonidés. Les poissons ainsi introduits ont eu un effet négatif très marqué, par la prédation, sur les populations d'amphibiens de ces lacs, entraînant notamment le déclin de la Grenouille à pattes jaunes des montagnes (*Rana muscosa*), et ce, même dans les zones de protection de la faune, puisque les lacs de ces zones ont aussi été ensemencés pour favoriser l'activité de pêche (Knapp *et al.*, 2001; Knapp et Matthews, 2000). La présence de poissons dans ces lacs a aussi influencé négativement la densité de certaines espèces de salamandres, comme par exemple *Ambystoma macrodactylum*, qui utilisent ces sites pour leur reproduction et leur croissance larvaire (Funk et Dunlap, 1999; Tyler *et al.*, 1998).

Dans les ruisseaux, les salamandres sont aussi affectées, au niveau de leur abondance, de la structure de leurs populations et de leur distribution, par la présence de poissons, notamment l'Ombre de fontaine (Resetarits, 1997). Lors d'une expérimentation menée en milieu naturel, la croissance des larves de Salamandres pourpres (*Gyrinophilus porphyriticus*) a été réduite de 90 % (de la masse) en présence d'Ombles de fontaine et leur survie a diminué de 50 %. Cependant, la prédation n'est pas le seul mécanisme par lequel l'Ombre de fontaine affecte la Salamandre pourpre (Resetarits, 1995).

En Europe, la situation est semblable : l'introduction de Salmonidés dans les lacs et les ruisseaux situés en altitude dans les Hautes-Pyrénées a eu des conséquences importantes sur les populations d'amphibiens, certaines de ces populations ayant décliné dramatiquement suite auxensemencements (Delacoste *et al.*, 1997).

En Australie, l'introduction de la Truite brune a joué un rôle dans le déclin de la rainette *Litoria spenceri*, puisque ce poisson consomme de grandes quantités de têtards, comparativement aux espèces indigènes qui n'en consomment peu ou pas (Gillepsie, 2001). En Californie, des poissons larvivores (*Gambusia affinis*) introduits consomment beaucoup de larves de tritons (*Taricha torosa*) et de rainettes (*Hyla regilla*), affectant ainsi négativement les populations de ces amphibiens et causant même des déclins locaux dans le cas du triton (Gamradt et Kats, 1996; Goodsell et Kats, 1999).

Finalement, les poissons introduits peuvent aussi être des prédateurs importants des invertébrés aquatiques, notamment des organismes benthiques et zooplanctoniques de grande taille, dont les populations subissent souvent des changements drastiques suite à l'introduction de nouvelles espèces piscicoles (Arthington, 1991; Berg *et al.*, 1994; Brancelj, 2000; Donald *et al.*, 2001; Johnson et Goettl, 1999; Johnson et Kitchell, 1996; Knapp *et al.*, 2001; Knapp et Matthews, 1998; Krueger et May, 1991; Parker *et al.*, 1996). Par exemple, dans les parcs montagneux de l'Ouest canadien, il a été déterminé que dans les grands lacs sans poissons, les copépodes, les cladocères et les chaboridés sont abondants, alors qu'en présence de poissons, les petits crustacés sont plus nombreux et les chaboridés sont relativement rares (Donald *et al.*, 2001). Dans un lac du Danemark où cinq espèces de poissons étaient présentes, la densité des *Daphnia* est passée de 72 individus par litre à 9 individus par litre en seulement deux ans suite à l'introduction du Salmonidé *Coregonus lavaretus* (Berg *et al.*, 1994). Au Michigan, la biomasse d'escargots a diminué de 69 % dans les lacs où le Crapet à oreilles rouges a été introduit (Fisher Huckins *et al.*, 2000).

2.2.3 Parasites et maladies

La transmission de parasites et de maladies est un des risques majeurs associés à l'introduction de nouvelles espèces dans un plan d'eau. Si les populations indigènes ne

possèdent qu'une faible résistance naturelle à une nouvelle maladie, les résultats d'une infection peuvent être désastreux (Krueger et May, 1991). Les parasites généralistes sont évidemment ceux qui ont les plus grandes probabilités d'être transmis d'une espèce à l'autre (Bergeron *et al.*, 1997). Les pathogènes de plusieurs maladies peuvent être transmis par les gamètes. Le sperme, les œufs, les embryons, aussi bien que les poissons adultes, sont donc des vecteurs potentiels (Lever, 1998).

En Suède et en Norvège, l'introduction de parasites et de maladies, induites notamment par *Gyrodactylus salaris* et *Aeromonas salmonicida*, a causé des problèmes énormes aux piscicultures et aux poissons indigènes (Josefsson, 1999). En Australie, l'introduction de poissons est responsable de l'importation de parasites tels que l'argule (*Argulus* sp.) et le pou du saumon (*Lernaea cyprinacea*) qui sont maintenant communs chez plusieurs poissons indigènes (Arthington, 1991). En Europe centrale, la faune parasite a augmenté suite à l'introduction de carpes asiatiques et on reconnaît en Europe que l'introduction de maladies et de parasites est un problème étroitement relié à l'introduction de poissons (Holcik, 1991). D'ailleurs, plusieurs maladies de poissons aujourd'hui communes en Amérique du Nord viennent d'Europe (Dumont *et al.*, 1988).

La Truite arc-en-ciel américaine est quant à elle responsable de l'importation de la furunculose en Europe et en Amérique du Sud et le Tête-de-boule (*Pimephales promelas*), lui aussi originaire d'Amérique du Nord, a introduit en Europe *Yersinia ruckeri*, le pathogène responsable de la maladie de la bouche rouge (Lever, 1998).

En Asie et Amérique tropicales, l'introduction de parasites représente une menace importante et on estime que seules des mesures de quarantaine pourraient garantir leur exclusion (Fernando, 1991).

Au Québec, suite à l'introduction du Mulet à cornes dans des lacs où les seuls poissons étaient auparavant des Ombles de fontaine, huit des onze espèces de parasites identifiées sur le mulet ont réussi à coloniser les lacs. De plus, deux espèces parasitaires du mulet ont été transmises à l'omble et 2 espèces associées à l'omble ont été transmises au mulet (Bergeron *et al.*, 1997).

L'introduction du Meunier noir dans ces lacs a aussi eu un effet semblable car au moins huit parasites du meunier ont colonisé les lacs avec cet hôte (Dubois *et al.*, 1996).

Les pathogènes sont souvent plus virulents lorsqu'ils s'attaquent à un hôte atypique. Par exemple, le tournis de la Truite arc-en-ciel est causé par *Myxosoma cerebralis*, un parasite de la Truite brune normalement inoffensif chez cette espèce (Lever, 1998).

2.2.4 Détérioration génétique par l'hybridation

En général, les poissons peuvent plus facilement s'hybrider sans produire de rejetons stériles que les mammifères ou les oiseaux. Ce phénomène peut amener des interactions complexes entre les stocks indigènes etensemencés. Comme les introductions apportent des pressions inhabituelles sur les individus, il arrive que les comportements normaux soient délaissés et que des hybrides soient formés à partir d'espèces qui ne se reproduisent normalement pas ensemble (Lever, 1998).

En Afrique et en Amérique du Sud, une quantité considérable d'hybridations a eu lieu, en particulier chez les tilapias (Lever, 1998). Dans l'Est de l'Amérique du Nord, des cas d'hybridation de Salmonidés ont quelquefois été rapportés, notamment entre le Saumon atlantique et la Truite brune, entre la Truite brune et l'Omble de fontaine (Dumont, 1988) et entre la Truite arc-en-ciel et la Truite fardée (Krueger et May, 1991). En Europe, l'introduction de *Coregonus peled* a causé son hybridation avec *Coregonus lavaretus*, et dans plusieurs régions, on ne retrouve plus maintenant que l'hybride (Holcik, 1991).

La principale conséquence de ces hybridations est l'altération du pool génétique des espèces indigènes par introgression. L'introgression est un transfert de gène du pool génétique d'une espèce vers le pool génétique d'une autre espèce. Dans l'Ouest de l'Amérique du Nord, l'introgression à partir de Salmonidés introduits a joué un rôle important dans l'évolution des pools génétiques des Salmonidés indigènes, notamment chez la Truite fardée (Krueger et May, 1991).

2.2.5 Déséquilibre trophique et altération du milieu

Il arrive que l'introduction d'une nouvelle espèce amène un déséquilibre dans toute la chaîne alimentaire du milieu. Dans un tel cas, les impacts interspécifiques touchent tous les niveaux trophiques. De plus, la productivité et les caractéristiques physico-chimiques du milieu lui-même risquent d'être altérées (Brancelj, 2000; Knapp et Matthews, 1998).

Le principe de cascade trophique selon lequel surviennent ces changements est, de manière simplifiée, le suivant : une augmentation dans la biomasse de piscivores entraînera une diminution dans la biomasse de planctonivores, une augmentation dans la biomasse de zooplancton (qui sont les principaux consommateurs du phytoplancton) et, conséquemment, une diminution dans la biomasse de phytoplancton (figure 2.2) (Carpenter *et al.*, 1985).

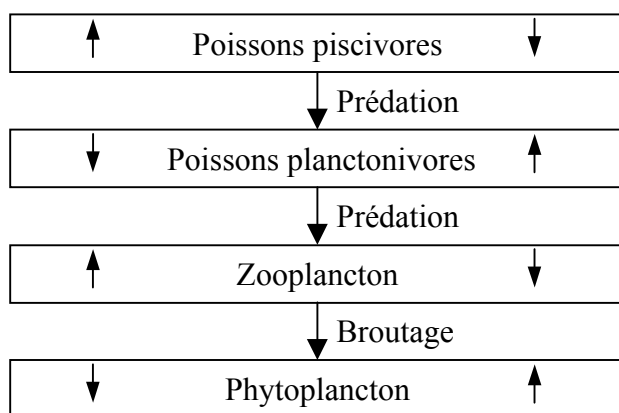


Figure 2.2 Schématisation du principe de cascade trophique. Modifié de Carpenter *et al.* (1985).

Ainsi, dans un lac où l'on introduit des piscivores, la biomasse de phytoplancton devrait diminuer, ce qui augmenterait la transparence de l'eau. À l'inverse, dans un lac où l'on introduit des planctonivores (par exemple de petites truites), l'eau devrait théoriquement perdre de sa transparence. La disponibilité des nutriments tel que le phosphore est aussi un facteur important à considérer (McQueen *et al.*, 1986). La réduction de la biomasse de planctonivores est une méthode bien connue pour améliorer la qualité de l'eau dans les lacs eutrophes (Berg *et al.*, 1997).

Les effets des cascades trophiques sont particulièrement visibles dans les lacs originellement sans poissons où des introductions ont eu lieu. La prédation des espèces introduites sur le zooplancton, présentée dans la section 2.2.2, peut induire des changements importants au niveau trophique. Par exemple, dans deux lacs alpins de Slovénie, sept ans après l'introduction de l'Ombre arctique (*Salvelinus alpinus*), la biomasse de zooplancton a décliné par un facteur de 100. Simultanément, la transparence de l'eau a diminué, la concentration de chlorophylle *a* a augmenté et les algues vertes filamenteuses sont devenues abondantes dans les zones littorales (Brancelj, 2000). Aux États-Unis, l'étude des sédiments de lacs originellement sans poissons a révélé des changements importants survenus il y environ 80 ans (quand les poissons ont été introduits) dans la composition des diatomées de 4 lacs sur 5 ayant étéensemencés, alors que dans les lacs nonensemencés, les diatomées n'ont pas changé significativement au cours des 315 dernières années (Drake et Naiman, 2000).

Même dans des lacs où des poissons sont présents avant l'ensemencement, des situations semblables ont été documentées. Au Danemark, suite à l'introduction de *Coregonus lavaterus* dans un lac qui contenait déjà des poissons, la densité de zooplancton a chuté et la production de chlorophylle *a* a augmenté de manière marquée (Berg *et al.*, 1994). Dans la région des Adirondacks, l'introduction de l'Ombre de fontaine serait la cause de l'augmentation de l'abondance du phytoplancton dans le lac Woods (Bukaveckas et William, 1997). Au Québec, le déplacement de niche des Ombles de fontaine à la suite de l'introduction du Mulet à cornes s'est traduit par un changement significatif de la structure des communautés zooplanctoniques (Magnan, 1988).

Lorsque les poissons sont retirés du milieu, le rétablissement des communautés de zooplancton, notamment grâce aux œufs qui peuvent demeurer en diapause dans les sédiments (Knapp *et al.*, 2001; Parker *et al.*, 1996), peut prendre en moyenne une vingtaine d'années (Donald *et al.*, 2001), mais dans plusieurs cas, l'élimination des poissons ne permet pas la restauration complète des communautés zooplanctoniques (Drake et Naiman, 2000; McNaught *et al.*, 1999).

Les perturbations des communautés zooplanctoniques causées par l'introduction de poissons peuvent induire des changements importants dans la chaîne alimentaire. Par exemple, au Colorado, l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) a été introduit dans un réservoir afin d'augmenter la disponibilité de proies pour le Doré jaune. À court terme, la croissance des dorés a augmenté de 50 %. Cependant, la grande pression de prédation des éperlans sur le zooplancton a fait diminuer dramatiquement les concentrations de ce dernier, déséquilibrant ainsi la chaîne alimentaire. Cinq ans après l'introduction de l'éperlan, le taux de recrutement était nul chez le doré (Johnson et Goettl, 1999). En Suède, l'introduction de l'Omble de fontaine dans une région montagnaise a amené la disparition de crustacés qui sont une source importante de nourriture pour les oiseaux nicheurs et a altéré la totalité de la chaîne alimentaire dans les montagnes (Josefsson, 1999).

En Afrique, l'introduction de *Lates niloticus* et *Oreochromis niloticus* dans le lac Victoria a entraîné la transformation complète de la communauté de poissons. Cette transformation a coïncidé avec une eutrophisation importante (prolifération d'algues, mortalités massives de poissons, raréfaction de l'oxygène dans l'hypolimnion), liée aux modifications de la structure du réseau alimentaire du lac (Ogutu-Ohwayo et Hecky, 1991). Cette introduction, associée à une pression de pêche accrue, a eu des conséquences dramatiques sur le fonctionnement de tout l'écosystème, entraînant la disparition de centaines d'espèces de poissons endémiques. Inversement, l'introduction de tilapias dans le lac Nakuru au Kenya a résulté en une augmentation substantielle du nombre d'espèces fréquentant le site, en étendant la chaîne alimentaire aux oiseaux piscivores (Lévêque, 1998). Les conséquences trophiques des introductions peuvent donc être majeures et sont difficilement prévisibles.

Dans certains cas, des introductions de poissons se font précisément dans le but d'améliorer la qualité de l'eau. Cependant, bien que certaines introductions de piscivores comme outils de biomanipulation aient été fructueux et aient produit les résultats espérés (Berg *et al.*, 1997; Sondergaard *et al.*, 1997), les interactions entre les différents niveaux trophiques sont complexes et le modèle présenté ci-haut (figure 2.2) ne permet pas de prédire avec précision les résultats d'une introduction sur la qualité de l'eau, comme l'ont démontré d'autres expériences, infructueuses celles-là, où des espèces avaient aussi été introduites précisément

dans le but d'améliorer la qualité de l'eau (Baca et Drenner, 1995). L'écosystème peut aussi avoir une réponse compensatoire imprévue à la suite d'une biomanipulation. Par exemple, l'arrêt des activités d'ensemencement de Truites arc-en-ciel dans le lac Castle aux États-Unis aurait dû, selon le modèle présenté à la figure 2.2, résulter en une augmentation de la biomasse de zooplancton et une amélioration de la qualité de l'eau. Or, lorsque les effectifs de Truites arc-en-ciel ont diminué, d'autres espèces de poissons planctonivores sont devenues très abondantes à cause de cette diminution de compétition, et l'effet final a été une prédation accrue sur la biomasse de zooplancton et une diminution de la transparence de l'eau (Elser *et al.*, 1995).

Parfois, c'est le sommet de la chaîne alimentaire qui peut être affecté de manière imprévisible par l'introduction d'une nouvelle espèce de poisson. Aux États-Unis, dans le parc national de Yellowstone, l'introduction du Touladi a grandement réduit les effectifs de Truites fardées. Plusieurs prédateurs terrestres ou aériens, qui se nourrissent de la Truite fardée lorsqu'elle fraie dans les ruisseaux ou lorsqu'elle nage près de la surface, ont ainsi perdu une source de nourriture importante, puisque le Touladi vit et fraie en eau profonde, hors de portée de ces prédateurs (Wuerthner, 2001).

Il arrive aussi que certaines espèces ensemencées modifient physiquement, de manière directe, leur environnement. Par exemple, la Carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*), introduite dans plusieurs cours d'eau d'Europe, altère la composition des macrophytes du milieu par son comportement alimentaire (Holcik, 1991; Lever, 1998). Cette action a pour conséquence de causer des changements dans les propriétés physiques et chimiques de l'eau de même que la réduction du succès reproducteur d'autres espèces de poissons qui ont besoin des plantes aquatiques pour leur reproduction (Holcik, 1991). La Carpe (*Cyprinus carpio*) et le Carassin (*Carassius auratus*) sont quant à eux reconnus à travers le monde pour leur tendance à faire augmenter la turbidité des plans d'eau dans lesquels ils sont introduits (Arthington, 1991; Richardson *et al.*, 1995).

Les Salmonidés introduits en Amérique du Nord modifient aussi leur milieu. Par leurs activités de creusage des nids pendant la période de reproduction, ces poissons peuvent

réduire de manière significative la production d'invertébrés, déranger les nids d'autres Salmonidés qui fraient pendant la même période de l'année, et même détruire l'habitat d'autres espèces de poisson tels que les chabots (*Cottus* sp.) (Krueger et May, 1991).

2.3 Réduction de la diversité biologique

Le concept de diversité biologique peut être subdivisé en trois niveaux (figure 2.3). Le niveau de base, celui qui est le plus souvent associé à la notion même de diversité biologique, est celui de l'espèce. Pour plusieurs, la diversité biologique se définit comme le nombre d'espèces vivantes présentes dans un milieu (des virus et bactéries jusqu'aux plantes et animaux les plus évolués). Cependant, à une échelle plus fine, la diversité biologique inclut aussi la diversité génétique à l'intérieur d'une même espèce. Finalement, sur une plus grande échelle, la diversité biologique inclut la diversité des communautés et des écosystèmes dans une région donnée (Primack, 1993).

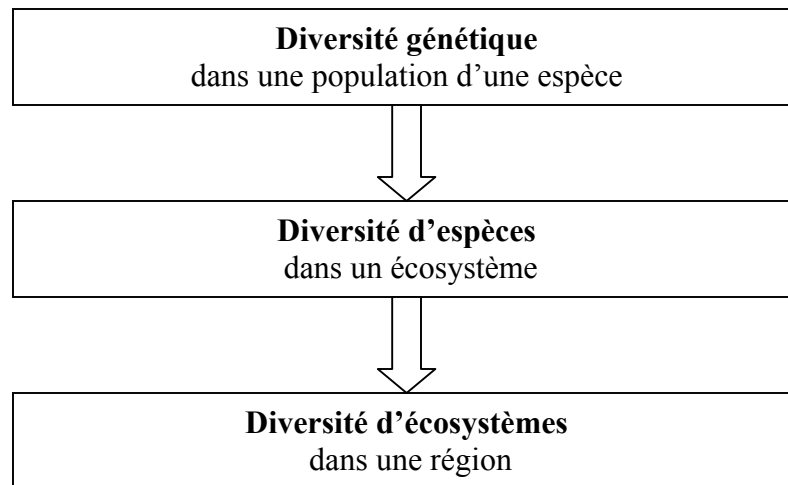


Figure 2.3 Les trois niveaux de la diversité biologique. Modifié de Primack (1993).

Tous les niveaux de diversité biologique sont nécessaires pour assurer la survie des espèces et des écosystèmes et tous sont importants pour le bien-être de l'être humain. La diversité génétique est nécessaire à chaque espèce afin de maintenir sa vitalité reproductive, sa résistance aux maladies et la capacité de s'adapter aux conditions environnantes. Ensuite, la diversité d'espèces représente la somme des adaptations écologiques et évolutives à des

environnements particuliers, et fournit des ressources à l'être humain. Finalement, la diversité d'écosystèmes représente la réponse collective des différents assemblages d'espèces à certaines conditions environnementales et joue un rôle primordial dans l'équilibre planétaire, par exemple par le contrôle des inondations, la protection contre l'érosion des sols et la filtration de l'air et de l'eau (Primack, 1993).

Depuis la Convention sur la diversité biologique, adoptée à Rio en juin 1992 et comportant 68 signataires dont le Canada, la conservation de la diversité biologique est un enjeu environnemental majeur à l'échelle planétaire.

La réduction de la diversité biologique est probablement la pire conséquence envisageable des impacts environnementaux desensemencements de poissons. Les ensemencements peuvent affecter directement les deux premiers niveaux de la diversité biologique, c'est-à-dire la diversité génétique et la diversité d'espèces. Évidemment, toute altération de ces deux niveaux de base peut ensuite avoir des conséquences sur la diversité écosystémique.

Ce sont les impacts génétiques intraspécifiques et interspécifiques décrits dans les sections 2.1.2 et 2.2.4 qui représentent une menace à la diversité génétique de la part des ensemencements de poissons. Ces impacts prennent une double importance, puisqu'en plus des dommages intrinsèques qu'ils apportent, par exemple des populations moins performantes dans leur milieu, ils représentent une perte de diversité biologique.

Quant à la perte d'espèces, elle est une conséquence potentielle de tous les impacts environnementaux décrits dans ce chapitre, mais plus spécialement des impacts interspécifiques (section 2.2). Les introductions en eaux douces semblent être le type d'ensemencement le plus susceptible de réduire la diversité d'espèces piscicoles ou autres d'un écosystème (Garcia-Berthou et Moreno-Amich, 2000), et l'élimination d'espèces est plus susceptible de survenir lorsque les poissons introduits sont des prédateurs (Whittier et Kincaid, 1999).

Les impacts négatifs des ensemencements sur la diversité biologique sont souvent mal évalués. Par exemple, dans plusieurs cas, les introductions ont fait augmenter le nombre d'espèces sur un site précis. Vues de cet angle, les introductions peuvent sembler bénéfiques pour la diversité d'espèces. Cependant, ces mêmes introductions ont été la cause de l'extinction de plusieurs espèces. Sur une échelle plus globale, ces ensemencements ont donc réduit la diversité biologique (Allendorf, 1991).

L'exemple du lac Clear en Californie illustre bien ce phénomène. Ce lac contenait à l'origine 12 espèces de poissons. Aujourd'hui, à la suite de l'introduction de nouvelles espèces, le lac contient 23 espèces piscicoles. Cependant, cinq des espèces indigènes ne se retrouvent plus dans le lac et deux sont complètement éteintes sur la planète. De plus, les 16 espèces qui ont été introduites sont toutes abondantes sur la planète. Le lac Clear se retrouve donc avec une faune ichtyologique plus diversifiée, mais à l'échelle mondiale, une perte de diversité biologique importante est survenue puisque deux espèces sont éteintes (Allendorf, 1991)

2.4 Roténone

Dans certains cas, avant d'ensemencer des poissons dans un milieu, on se débarrasse des espèces indésirables en empoisonnant le plan d'eau au moyen d'un piscicide. L'empoisonnement d'un plan d'eau est surtout utilisé comme outil d'aménagement lorsque l'espèce à ensemencer est une espèce prisée des pêcheurs sportifs (Blais et Beaulieu, 1992).

Différentes méthodes existent pour retirer les poissons d'un plan d'eau. Bien qu'il existe plusieurs types de méthodes, telles que les méthodes chimiques, physiques et biologiques, c'est la méthode chimique qui est la plus efficace dans la majorité des cas. L'agent chimique le plus utilisé pour tuer les poissons est la roténone (Knapp et Matthews, 1998; Magnan *et al.*, 1990; Meronek *et al.*, 1996).

La roténone est un pesticide naturel dérivé de plantes tropicales et subtropicales de la famille des légumineuses. Sa popularité, malgré son coût élevé comparativement à d'autres piscicides, vient de sa grande efficacité à éliminer les poissons, de sa facilité d'utilisation, de

sa dégradation rapide dans le milieu et de sa faible toxicité pour les mammifères et la faune avienne (Blais et Beaulieu, 1992).

Cependant, son usage demeure controversé, notamment à cause de son caractère peu sélectif et de son effet mortel sur plusieurs organismes non ciblés tels que les amphibiens, le zooplancton et les invertébrés benthiques (Knapp et Matthews, 1998). La roténone est spécialement toxique pour les organismes qui utilisent la respiration aquatique, c'est-à-dire qui utilisent l'oxygène dissous dans l'eau pour leurs besoins métaboliques. Ainsi, bien que les amphibiens adultes présentent une certaine résistance à la roténone, cette dernière est meurtrière pour les amphibiens larvaires, tels que les têtards et les larves de salamandres, qui sont pourvus de branchies. Les tortues pratiquant la respiration aquatique telle que la respiration bucco-pharyngienne, dermique ou cloacale, comme par exemple la Tortue-molle à épines (*Apalone spinifera*), sont aussi particulièrement sensibles à la roténone (Fontenot *et al.*, 1994).

Les effets destructeurs de l'application de roténone sont aussi évidents chez les communautés d'invertébrés benthiques, spécialement les Éphéméroptères, les Plécoptères et les Trichoptères (Mangum et Madrigal, 1999).

Comme l'effet principal de la roténone est la disparition de la majorité des poissons et des animaux aquatiques d'un plan d'eau afin de pouvoir y ensemer l'espèce désirée, son utilisation soulève un questionnement éthique qui dépasse le cadre des simples impacts environnementaux des ensemencements.

D'ailleurs, ce questionnement éthique ne doit pas être appliqué seulement à cet aspect, mais bien à la pratique des activités d'ensemencement dans son ensemble. Le chapitre suivant traite de ce sujet.

3 ÉTHIQUE

Les faits sont concrets, quantitatifs et inattaquables. Les valeurs, la philosophie, la morale et l'éthique sont éthérées, élusives et relatives. Cependant, toutes les décisions et toutes les actions sont nécessairement basées à la fois sur les faits et sur les valeurs (Callicot, 1991).

Comme ce sont les valeurs qui définissent les buts à atteindre, alors que la science fournit plutôt les moyens de les atteindre (Callicot, 1991), il importe d'aborder l'aspect éthique de toute problématique de manière aussi rigoureuse que son aspect scientifique.

Les questionnements éthiques relatifs aux ensemencements de poissons peuvent généralement s'appliquer à toute la gestion des milieux naturels. Par conséquent, l'analyse éthique qui sera ici effectuée portera sur la gestion globale des milieux naturels, avec quelques retours réguliers sur la problématique des ensemencements.

Dans un premier temps, les différentes perceptions humaines face à la nature seront présentées. Ensuite, les principales philosophies de la gestion du milieu naturel en Amérique du Nord seront décrites. Finalement, des observations sur le mode de gestion à privilégier afin de respecter l'éthique seront effectuées.

3.1 La valeur des entités naturelles selon la perception humaine

L'être humain perçoit ce qui l'entoure de manière subjective. Ainsi, il considère certains éléments de son environnement comme étant désirables ou indésirables, attirants ou repoussants, utiles ou inutiles, etc. De la même manière, il donne une valeur positive ou négative aux entités naturelles telles que les différentes espèces animales ou végétales (Kellert, 1996).

Neuf valeurs de base ont été identifiées comme étant attribuables aux différents éléments du milieu naturel (tableau 3.1). Pour l'être humain, la nature peut avoir une valeur utilitaire, une valeur naturaliste, une valeur scientifique, une valeur esthétique, une valeur symbolique, une valeur de domination, une valeur humaniste, une valeur morale et, finalement, une valeur de

néguvisme (Kellert, 1996). Le tableau 3.1 définit brièvement chacune de ces valeurs et indique sa fonction pour l'humain.

Tableau 3.1 Définition et fonction des types de valeur accordée à la nature

VALEUR	DÉFINITION	APPORT À L'ÊTRE HUMAIN
Utilitaire	Exploitation matérielle de la nature.	Nourriture, matériaux, sécurité.
Naturaliste	Expérience et exploration directes de la nature.	Curiosité, découverte, récréation.
Scientifique	Étude systématique des structures, des fonctions et des relations dans la nature.	Connaissances, compréhension, sens de l'observation.
Esthétique	Côté attirant et beauté de la nature.	Inspiration, harmonie, sécurité.
Symbolique	Utilisation de la nature dans le langage et dans la pensée.	Communication, développement mental.
Humaniste	Attachement émotionnel et « amour » pour différents aspects de la nature.	Liens affectifs, partage, coopération, camaraderie.
Morale	Admiration spirituelle et souci éthique pour la nature.	Ordre, sens, altruisme, sens de la famille.
Dominatrice	Maîtrise, contrôle physique, domination sur la nature.	Habilités mécaniques, prouesses physiques, capacité d'assujettir.
Néguviste	Peur, aversion, aliénation envers la nature.	Sécurité, protection, sûreté, respect.

Modifié de Kellert (1996) p. 38.

Ces valeurs sont étroitement liées avec la biologie humaine. Cependant, elles sont influencées par l'expérience, les connaissances et la culture. Elles vont donc varier selon plusieurs caractéristiques telles que le groupe d'âge, le sexe, le degré d'éducation ou l'ethnie. Le tableau 3.2 illustre certaines de ces variations observées dans la population suite à un sondage effectué aux États-Unis.

On remarque par exemple que le négativisme envers la nature est plus élevé chez les jeunes enfants, les femmes et chez les personnes ayant un faible niveau de scolarité. De même, il est possible de constater que la vision de la nature en tant « qu’adversaire » à subjuguier (valeur de domination) ou en tant que ressource à utiliser (valeur utilitaire) est plus élevée chez les jeunes enfants, les hommes et les personnes ayant un faible niveau de scolarité. À l’inverse, ce sont les femmes et les personnes ayant un niveau de scolarité élevé qui attachent le plus d’importance aux valeurs humaniste et morale de la nature (Kellert, 1996).

Tableau 3.2 Résultat d’un sondage effectué aux États-Unis afin d’évaluer l’attitude de groupes de personnes envers certaines valeurs attribuables à la nature, de même que leur niveau de connaissance du milieu naturel.

Valeur	Jeunes enfants	Enfants plus âgés	Sexe féminin	Sexe masculin	Scolarité faible	Scolarité élevée	Origine européenne	Origine africaine	Ornithologistes
Utilitaire	6	4	3	5	5	1	4	5	2
Naturaliste	5	6	3	4	1	5	4	1	7
Scientifique	3	6	3	4	1	6	4	1	7
Humaniste	-	-	6	3	1	4	4	3	3
Morale	5	6	5	3	1	6	4	3	4
Dominatrice	6	3	1	5	4	1	3	4	4
Négativiste	7	4	5	2	7	1	4	6	2
Connaissance	-	-	3	5	1	6	4	1	7

(1) Importance très faible, (2) Importance faible, (3) Importance modérément faible, (4) Importance moyenne, (5) Importance modérément élevée, (6) Importance élevée, (7) Importance très élevée. Modifié de Kellert (1996)

Ces différences notables dans l’attitude face au milieu naturel affectent sa conception et son appréciation par l’être humain. La perception des différentes espèces animales est aussi très variable. Selon Kellert (1996), l’attitude de l’être humain envers une espèce animale est la conséquence de quatre facteurs. Le premier est l’importance accordée par chacun aux neuf valeurs attribuables à la nature, qui ont été citées précédemment. Ensuite, l’attitude face à une espèce est influencée par les caractéristiques physiques et comportementales de l’animal : sa grandeur, son esthétisme, son intelligence, sa ressemblance aux humains, la forme de son corps, son mode de locomotion, etc. Troisièmement, la perception d’une espèce animale

dépend aussi des connaissances acquises sur cette espèce. Finalement, le dernier critère affectant l'attitude face à un animal est la relation existant entre cet animal et l'humain : utilisation économique ou récréative, présence de l'espèce sur une terre privée ou sur une terre publique, importance historique et culturelle, etc.

Même si ces facteurs peuvent varier beaucoup d'une personne à l'autre, des tendances sont facilement observables. Par exemple, dans l'opinion publique générale, les baleines, les chats et les chiens sont des animaux aimés, alors que les loups, les serpents et les invertébrés inspirent peu de sympathie. Parmi les poissons, ce sont les truites et les saumons qui semblent avoir les faveurs du public. Cette préférence peut être due à l'importance historique et culturelle des Salmonidés, mais aussi à leur statut d'espèces sportives (Kellert, 1996).

L'être humain a donc ses animaux « préférés ». À la suite de cette constatation, et étant conscients des impacts environnementaux engendrés par les activités de gestion du milieu naturel, tels que les impacts desensemencements de poissons décrits au chapitre 2, une question s'impose : est-il acceptable pour l'être humain, d'un point de vue éthique, de favoriser, souvent au détriment de la diversité biologique, certaines espèces du milieu naturel à cause de sa préférence pour ces espèces, sachant que cette préférence est basée sur des critères variables et subjectifs?

3.2 Historique des philosophies de conservation en Amérique du Nord

Afin d'analyser l'acceptabilité des activités de gestion du milieu naturel qui favorisent intentionnellement certaines espèces animales, tels que lesensemencements de poissons, une revue historique des différents courants de pensée ayant marqué la gestion des espèces fauniques en Amérique du Nord doit être effectuée. Depuis la colonisation, les mouvements prédominants furent le préservationnisme, le conservationnisme et, plus récemment, l'éthique de la terre. Parallèlement, la pensée traditionnelle amérindienne apporte aussi des éléments intéressants.

3.2.1 Le préservationnisme

Vers le milieu du 19^e siècle, Ralph Waldo Emerson et Henry David Thoreau furent les premiers penseurs Américains à promouvoir le fait que la nature pouvait avoir un usage autre que celui de fournir aux humains des biens matériels. La nature pouvait aussi combler les besoins spirituels de l'être humain (Callicott, 1991; Callicott, 1990).

En se basant sur la philosophie d'Emerson et de Thoreau, John Muir mit sur pied à la fin du 19^e siècle une vaste campagne morale visant à promouvoir la préservation du milieu naturel (Callicott, 1991; Callicot, 1990). Selon Muir, les gens qui utilisaient le milieu naturel pour combler leurs besoins spirituels, par exemple en contemplant le paysage ou les aspects esthétiques de la nature, utilisaient les ressources naturelles d'une « meilleure » façon (moralement supérieure) que ceux qui l'exploitaient pour les ressources matérielles qu'elle pouvait fournir (Callicott, 1990).

Selon plusieurs penseurs, cette manière de penser, le préservationnisme (« *romantic-transcendental preservation ethic* »), était antidémocratique et inacceptable puisque l'usage transcendantal de la nature qu'elle suggérait ne pouvait s'appliquer qu'aux mieux nantis, les citoyens moyens ayant avant tout besoin de la nature pour combler leurs besoins matériels et physiques, et seulement ensuite, leurs besoins spirituels (Callicott, 1990).

3.2.2 Le conservationnisme

Au début du 20^e siècle, Gifford Pinchot développa les grandes lignes d'une nouvelle philosophie : le conservationnisme (« *progressive-utilitarian resource conservation ethic* ») (Callicott, 1991). Basé sur les principes de l'utilitarisme, une doctrine politique voulant que le bonheur humain, défini en terme de plaisir et de souffrance, devrait être le but de toute action individuelle ou gouvernementale, le conservationnisme vise à utiliser les ressources naturelles de manière à faire « le plus grand bien au plus grand nombre de personnes pendant le plus longtemps possible » (Callicott, 1991). Le but premier n'est donc pas la préservation des ressources naturelles mais bien leur utilisation optimale.

Le principe premier de cette philosophie est l'équité, elle est fortement corrélée à l'économie et son application requiert une solide base scientifique. Basé sur une éthique anthropocentrique, le conservationnisme est définitivement la tendance qui a marqué le 20^e siècle au niveau de la gestion des ressources naturelles et c'est encore celle qui prévaut aujourd'hui, notamment à cause de son côté politiquement correct et de sa compatibilité avec le système démocratique (Callicott, 1990).

3.2.3 L'éthique de la terre

Selon le préservationnisme et le conservationnisme, seuls les êtres humains possèdent une valeur intrinsèque, la nature ne possédant qu'une valeur instrumentale. Ces deux philosophies considèrent l'intérêt humain comme le seul but légitime, la nature et les ressources naturelles étant des moyens pour atteindre ce but (Callicott, 1991).

À l'inverse, selon l'éthique de la terre (« *evolutionary-ecological land ethic* ») développé par Aldo Leopold dans la première moitié du 20^e siècle, chaque entité naturelle possède une valeur intrinsèque. Selon Leopold, la gestion du milieu naturel devrait viser plus que l'exploitation d'une quantité maximale de produits (bois, animaux...) et d'expériences (pêche sportive, randonnée, observation de paysages...). Elle doit aussi assurer la conservation de l'intégrité des écosystèmes et le bon fonctionnement des processus naturels. Selon le concept de l'éthique de la terre, une chose est bien lorsqu'elle tend vers la préservation de l'intégrité, de la stabilité et de la beauté de la communauté biotique, et elle est mauvaise si elle tend autrement (Callicot, 1990).

Selon Leopold, les activités économiques humaines peuvent non seulement coexister avec des écosystèmes en santé, ils peuvent même les améliorer (Callicot, 1990).

3.2.4 La pensée traditionnelle amérindienne

Les autochtones de l'Amérique du Nord vivent dans une multitude de populations et d'environnements différents et il est donc difficile de prétendre qu'une seule réalité peut être appelée la « pensée traditionnelle amérindienne ». Cependant, d'une manière générale, la conception traditionnelle amérindienne de la nature est caractérisée par l'attribution d'une vie

et d'une conscience à tous les éléments naturels tels que les animaux, les plantes, les minéraux, les cours d'eau, etc. (Callicot, 1988).

Puisque ces éléments sont considérés comme des entités conscientes, la culture amérindienne place l'être humain dans un environnement social élargi, les gens n'appartenant pas qu'à une communauté humaine, mais bien à une communauté incluant tous les éléments naturels. La « gestion » du milieu naturel associée à une telle perception du monde ne vise donc pas consciemment l'utilisation optimale, soutenable ou durable des ressources naturelles, mais bien l'adoption d'attitudes et de comportements acceptables envers les entités naturelles. L'effet indirect est quand même de limiter l'exploitation et conséquemment, de favoriser une utilisation durable (Callicot, 1988).

Selon Callicot (1988), la pensée traditionnelle amérindienne rejoint la vision d'Aldo Leopold de l'éthique de la terre.

3.3 Gestion du milieu naturel respectant l'éthique

Bien que de puissantes forces politiques s'opposent à la conservation de la diversité biologique (Pister, 1999), et que la société n'ait jamais complètement accepté le principe selon lequel la nature devrait être protégée pour sa valeur intrinsèque (Conover et Conover, 2001), l'être humain possède tout de même le sentiment que le milieu naturel devrait être protégé pour les générations futures (Conover et Conover, 2001; Pister, 1999).

Cependant, la réponse à la question « est-il acceptable, d'un point de vue éthique, d'ensemencer des poissons afin de maximiser l'exploitation des espèces préférées de l'humain, même aux dépens de la diversité biologique? » sera variable selon la philosophie à laquelle adhère la personne interrogée. Selon les définitions données dans la section précédente, les ensemencements peuvent être légitimes pour les conservationnistes mais cette légitimité est fortement discutable pour les adeptes de l'éthique de la terre.

Les gestionnaires responsables des ensemencements doivent donc décider de quel côté pencher. Le conservationnisme est définitivement la philosophie qui a prévalu depuis environ

une centaine d'années et est encore la philosophie prédominante. Une illustration concrète de ce fait est la manière dont les défenseurs des espèces qui n'ont pas d'utilité directe pour l'être humain procèdent pour les protéger : on s'efforce de trouver une valeur ou une utilité quelconque à ces espèces, de manière à ce qu'elles puissent être considérées comme des ressources, et que leur conservation soit ainsi justifiée (Ehrenfeld, 1976).

Cependant, un changement s'opère dans les mentalités depuis quelques années. On délaisse la vision utilitariste pour la vision écocentrique (Knegtering *et al.*, 2000). De plus en plus, l'éthique de la terre gagne du terrain. Par exemple, les parcs nationaux américains ont abandonné la pratique d'ensemencements visant à améliorer la pêche récréative et ont plutôt mis sur pied des programmes visant la restauration et la conservation des espèces indigènes. Le poisson n'est plus vu comme une ressource à exploiter et on cherche à rétablir son rôle fonctionnel dans les écosystèmes. Dans ces parcs, on ne vise plus la consommation des ressources naturelles mais bien la valorisation de toutes les espèces indigènes de plantes et d'animaux (Wuerthner, 2001). Le retrait de la Truite arc-en-ciel introduite de certains ruisseaux des Appalaches afin de favoriser l'Ombre de fontaine indigène (Kulp et Moore, 2000) est un autre exemple de la tendance à favoriser l'éthique de la terre plutôt que le conservationnisme.

Selon Pister (1995), au fur et à mesure que la qualité de vie augmentera en Amérique du Nord, il est probable que les intérêts pour le plein air seront de plus en plus compatibles avec la vision d'Aldo Leopold. Au niveau international, il existe déjà un débat entre les chasseurs et pêcheurs et leurs opposants, à propos de la meilleure utilisation à faire du milieu naturel (Franklin, 1998).

En Amérique du Nord, un problème important au niveau de la gestion des ensemencements de poissons est la tradition de « l'utilisateur-payeur », selon laquelle l'argent permettant la gestion des ressources piscicoles provient grandement des pêcheurs, notamment à cause des montants dépensés pour l'achat de permis de pêche (Kellert, 1996; Lange et Smith, 1995). Le cas du Touladi dans les Grands Lacs illustre bien cette problématique. Le Touladi a été éliminé du Lac Ontario vers 1960 par une combinaison de facteurs incluant le stress, la

surpêche, les changements environnementaux et la prédation par la Lamproie marine (*Petromyzon marinus*), espèce accidentellement introduite dans les Grands Lacs. À la suite de la disparition du Touladi, différentes espèces de saumons provenant du Pacifique ont été introduites dans les Grands Lacs et leurs populations survivent aujourd'hui grâce à des ensemencements répétés. Alors que les scientifiques et les groupes écologiques seraient favorables à la réintroduction du Touladi, qui est adapté au milieu et qui représente la seule espèce de Salmonidé qui pourrait être autosuffisante dans les Grands Lacs (Eshenroder *et al.*, 1995), les pêcheurs font pression afin d'empêcher la réintroduction de ce poisson moins intéressant du point de vue de la pêche récréative que les différents saumons actuellement présents dans les Grands Lacs (Lange et Smith, 1995; Pister, 1995). Cette controverse amène évidemment un questionnement quant à savoir si le but des organisations qui gèrent les pêcheries devrait être l'optimisation de l'utilisation humaine des ressources piscicoles ou la restauration et la protection des écosystèmes aquatiques (Lange et Smith, 1995). C'est l'affrontement entre les défenseurs du conservationnisme et de l'éthique de la terre.

La tradition de l'utilisateur-payeur commence lentement à s'éroder, d'une part à cause des intérêts croissants de la population pour les activités d'utilisation du milieu naturel qui n'impliquent pas la consommation des ressources fauniques (ornithologie, randonnée...), et d'autre part grâce à l'adoption par les gouvernements de différentes lois reconnaissant le besoin de protéger les systèmes naturels, la diversité biologique et les espèces menacées (Kellert, 1996).

Kellert (1996) affirme que, selon Aldo Leopold, la préservation de la nature n'est pas un problème de gestion faunique, mais un problème de gestion de l'être humain. Ainsi, la gestion du milieu naturel devrait se faire à la fois pour la diversité biologique et pour la diversité sociologique. Gérer pour la diversité biologique implique la considération de toutes les espèces, sportives ou non, utiles ou inutiles, esthétiquement attirantes ou repoussantes, d'importance culturelle ou non. Ces distinctions possèdent peu de sens au niveau écologique ou éthique. D'ailleurs, un nombre croissant d'espèces jadis considérées comme inutiles sont reconnues comme possédant une valeur utilitaire ou écologique au fur et à mesure que les connaissances humaines progressent. Ensuite, gérer pour la diversité sociologique implique

d'administrer le milieu naturel pour que tous les utilisateurs, et non seulement ceux qui l'utilisent de manière traditionnelle (par la chasse ou la pêche par exemple), puissent en profiter (Kellert, 1996).

Ce changement n'implique pas l'abandon de la gestion de certaines espèces possédant une importance utilitaire ou culturelle, ou de la gestion des espèces menacées. Il implique cependant d'éviter de focaliser l'attention sur certaines espèces aux dépens des autres ou de chercher à désavantager certains taxons qui entrent en conflit avec les espèces préférées (Kellert, 1996).

Bien qu'il ait été historiquement faussé par la dépendance financière face aux chasseurs et pêcheurs, et par le principe de l'utilisateur-payeur, le rôle des gestionnaires de la faune devrait être celui d'agents impartiaux dont les objectifs prioritaires sont de préserver l'intégrité de la ressource, de rassembler des connaissances scientifiques et de servir de médiateurs neutres à propos de la meilleure utilisation à faire de la ressource (Kellert, 1996).

4 LA GESTION DES ENSEMENCEMENTS

Les impacts environnementaux des ensemencements de poissons dépendent grandement de la façon dont ceux-ci sont pratiqués. Ainsi, une saine gestion des ensemencements permettra d'en minimiser les impacts et, au contraire, une gestion déficiente ou inefficace aura comme conséquence d'en augmenter les effets néfastes.

Afin de déterminer les types d'ensemencements qui devraient être privilégiés par les gestionnaires et ceux qui devraient être évités, la première partie de ce chapitre vise à déterminer quels sont les types d'ensemencement qui sont acceptables du point de vue du développement durable. Ensuite, les problèmes de gestion associés aux ensemencements de poissons seront présentés puis, à la lumière de ces problèmes, des recommandations seront émises sur la façon dont les ensemencements devaient idéalement être gérés.

4.1 Les ensemencements de poissons dans un contexte de développement durable

Le développement durable est une notion qui peut être conçue de différentes façons. En conséquence, une multitude de définitions existent pour ce concept. La définition à laquelle on fait le plus souvent référence est celle qui a été mise de l'avant par la Commission mondiale de l'environnement et du développement (la Commission Brundtland), selon laquelle le développement durable est « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs ». Cette définition sous-entend que le développement est nécessaire pour satisfaire les besoins des êtres humains. Selon ce concept de développement durable, le développement devrait être fondé sur une utilisation soucieuse de l'environnement de toutes les ressources à caractère limité de la société, qu'elles soient humaines, économiques ou naturelles (Gouvernement du Canada, 2002a).

La Commission Brundtland a formulé des recommandations sur les stratégies de développement durable à l'intention des pays développés et des pays en développement. Les mêmes conseils s'appliquent aussi à l'échelle locale puisque le développement durable devrait être appliqué aussi bien à l'échelle de la collectivité qu'à l'échelle nationale (Gouvernement du Canada, 2002a).

Du 26 août au 4 septembre 2002, à Johannesburg, en Afrique du Sud, a eu lieu le Sommet mondial pour le développement durable. Lors de cet événement, qui a réuni plus d'une centaine de chefs d'états et de gouvernements ainsi que plusieurs dizaines de milliers de représentants gouvernementaux et d'organisations non gouvernementales, des décisions ont été prises sur cinq domaines particuliers pour lesquels, selon le Secrétaire général des Nations Unies, M. Kofi Annan, des résultats concrets sont aussi essentiels que réalisables. Ces cinq domaines sont l'eau et l'assainissement, l'énergie, la productivité agricole, la santé et, finalement, un élément très pertinent dans la présente discussion : la biodiversité et la gestion des écosystèmes (Nations Unies, 2002).

Le Sommet de Johannesburg survenait dix ans après la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement, aussi appelée Sommet de la Terre, tenue à Rio de Janeiro, au Brésil, en juin 1992. Dix ans après la négociation à Rio de la Convention sur la diversité biologique, la préservation de la biodiversité et la gestion des écosystèmes est toujours un enjeu environnemental et économique de premier plan à l'échelle mondiale (Gouvernement du Canada, 2002b ; Nations Unies, 2002). Nous sommes donc à une époque où l'importance de préserver la diversité biologique n'est plus à démontrer.

Plus que jamais, les conséquences des actions dommageables pour la diversité biologique, de même que leur nécessité, devraient être évaluées. Les Nations Unies estiment que pour instaurer un mode de vie véritablement durable, il faut agir de façon intégrée sur la préservation des ressources naturelles et de l'environnement (Nations Unies, 2002). Toute action allant à l'encontre des principes de protection de la diversité biologique devrait donc être justifiée par des apports bénéfiques majeurs à la société.

En considérant les trois niveaux de diversité biologique présentés dans la section 2.3 du présent travail (diversité génétique dans une population, diversité d'espèces dans un écosystème, diversité d'écosystèmes dans une région), il est évident que l'activité d'ensemencement de poissons est dommageable pour la diversité biologique. Le chapitre 3 questionnait l'acceptabilité au point de vue éthique des ensemencements de poissons. Compte

tenu des enjeux environnementaux mondiaux actuels, un questionnement du point de vue du développement durable s'impose. La question pourrait être formulée ainsi : « est-il justifiable, dans un contexte de développement durable, d'ensemencer des poissons dans le but de favoriser la pêche récréative, même aux dépens de la diversité biologique? ».

La réponse dépendra évidemment de l'importance relative des effets bénéfiques et des effets dommageables de l'activité. Les bienfaits seront proportionnels à l'amélioration de la pêche récréative due à l'activité d'ensemencement et, ultimement, des bénéfices apportés à la société par cette amélioration. D'autre part, les effets dommageables seront fonction de l'étendue des impacts sur la diversité biologique de même que des autres impacts sur les écosystèmes touchés par l'activité et sur l'environnement en général. Ainsi, selon leurs bienfaits et leurs impacts négatifs respectifs, il apparaît que certains ensemencements seront acceptables du point de vue du développement durable et que d'autres ne le seront pas.

Comme les ensemencements peuvent être divisés en catégories, une analyse cas par cas n'est pas forcément requise pour déterminer l'acceptabilité de chaque ensemencement. Les types d'ensemencements décrits au chapitre 1 peuvent être utilisés à titre indicatif pour déterminer le degré d'acceptabilité de l'activité. Ainsi, un ensemencement sera plus ou moins acceptable selon sa nature et son objectif principal.

Par exemple, les ensemencements d'introduction, qui apportent les impacts environnementaux néfastes les plus importants, surtout aux niveaux interspécifique et écosystémique (voir section 2.2), sont certainement les moins acceptables. Bien qu'elles puissent permettre la mise en place d'une pêcherie (aux dépens des espèces en place), les introductions de poissons représentent une atteinte directe à la diversité biologique. Même avec les meilleures intentions, les introductions peuvent avoir des effets désastreux sur l'intégrité écologique. Les conséquences peuvent être tellement inattendues qu'on a nommé « l'effet Frankenstein » le résultat général des introductions délibérées (Moyle et Light, 1996).

La plupart du temps, les conséquences néfastes des introductions peuvent passer sous silence car elles sont difficiles à détecter : extinctions locales, changement du comportement des

espèces indigènes, modification de la chaîne alimentaire, etc. (Moyle et Light, 1996). Par contre, les conséquences inattendues sont parfois plus frappantes, comme lors de l'élimination de plus de 200 espèces piscicoles à la suite de l'introduction de *Lates niloticus* dans le lac Victoria, en Afrique, afin de soutenir une pêche locale de subsistance (Ogotu-Ohwayo et Hecky, 1991). En s'appuyant sur les principes de base du développement durable, il est inacceptable de courir un tel risque dans le but de promouvoir une pêche récréative, même très rentable économiquement.

L'acceptabilité desensemencements de repeuplement semble plus facile à justifier, puisque ce type d'ensemencement est le seul qui vise le maintien de la diversité biologique, en cherchant à rétablir une population de poisson suite à une perturbation. Lorsque ce type d'ensemencement est pratiqué comme il se doit, c'est-à-dire en visant la création d'une population capable de se maintenir dans un écosystème sans apport extérieur, après que le facteur qui a causé son déclin ait été éliminé (Cowx, 1998), il peut être acceptable du point de vue du développement durable. Cependant, il ne faut pas oublier que tout ensemencement implique un coût génétique pour les populations indigènes de l'espèce ensemencée et qu'en conséquence, les ensemencements de repeuplement peuvent avoir comme effet de diminuer la diversité biologique au niveau génétique (voir section 2.1.2).

De plus, lorsque le repeuplement d'une espèce se fait aux dépens des autres espèces dans le milieu, comme par exemple lors de l'empoisonnement d'un lac avant l'ensemencement de l'espèce désirée, il est probable que l'opération n'est pas effectuée dans un but de conservation, mais bien dans le but de mettre en valeur une espèce pêchable. À moins qu'ils ne visent la préservation d'une espèce menacée ou le rétablissement de la population initiale d'un plan d'eau, ces ensemencements, bien qu'ils soient considérés comme des ensemencements de repeuplement à certains endroits, notamment au Québec, vont à l'encontre de la préservation de la diversité biologique.

Les ensemencements de soutien ne visent pas à maintenir une population de poissons mais bien une activité de pêche. Les raisons pour lesquelles on cherche à favoriser cette activité de pêche sont essentiellement économiques et politiques. Ces ensemencements encouragent le

pêcheur récréatif à déboursier pour pouvoir pêcher dans des sites où l'espèce désirée a été ensemencée et rassurent les pêcheurs et le public en général, qui ont l'impression que quelqu'un veille sur la santé des pêches et des plans d'eau (Welcomme, 1998). Les impacts bénéfiques devraient donc être calculés en terme de retombées économiques et politiques.

Bien que le maintien de la qualité de la pêche récréative apporte des impacts positifs réels pour une société, les ensemencements de soutien sont difficilement acceptables du point de vue du développement durable, car ils impliquent une perte de biodiversité alors que des alternatives moins néfastes pour les écosystèmes existent. Par exemple, si un plan d'eau ne peut fournir par lui-même la quantité de poissons suffisante pour répondre à la pression de pêche, la solution respectueuse de l'environnement n'est pas d'ajouter artificiellement des poissons dans ce plan d'eau, mais bien de réduire la pression de pêche qui y est exercée. Il est question ici de pêche récréative, non de pêche de subsistance. De même, si on juge que le milieu pourrait produire plus de poissons qu'il ne le fait, il est plus sensé d'investir dans la restauration des habitats que dans l'ensemencement de poissons (Welcomme, 1998). Les ensemencements de soutien représentent une solution rapide mais de courte durée à la problématique du maintien ou de l'augmentation de la pêche récréative. Compte tenu de l'existence d'alternatives qui peuvent s'avérer plus efficaces à long terme et moins dommageables pour la biodiversité, ce type d'ensemencement est incompatible avec le principe de développement durable.

Dans le cas des ensemencements de type dépôt-retrait, les plans d'eau ensemencés ne servent que de milieux récepteurs temporaires, où les poissons produits en pisciculture sont stockés en attendant d'être capturés par les pêcheurs. L'utilisation des plans d'eau naturels comme étangs de pêche ou comme «aquarium à grande échelle » n'apporte que des impacts positifs éphémères à l'activité de pêche et comporte de nombreux coûts environnementaux pour les écosystèmes aquatiques. Par conséquent, les ensemencements de type dépôt-retrait sont clairement inacceptables du point de vue du développement durable.

Les ensemencements de compensation, effectués afin de compenser pour des dommages causés au milieu, ne sont pas non plus acceptables selon les principes du développement durable puisqu'ils n'apportent normalement pas d'effets bénéfiques à long terme sur les

populations de poissons (Cowx, 1998) et que l'objectif visé par ces ensemencements est essentiellement politique.

Finalement, dans le cas des ensemencements expérimentaux, le but de l'expérimentation doit être pris en compte afin de déterminer si l'ensemencement est acceptable. En conséquence, une analyse cas par cas est requise afin de se prononcer sur l'acceptabilité de ce type d'ensemencement.

À la suite de cette analyse de l'acceptabilité des différents types d'ensemencements, il ressort que la plupart d'entre eux, dont l'ensemencement de soutien qui représente le type d'ensemencement qui a été le plus pratiqué dans le passé (Cowx, 1998), sont inacceptables selon le principe du développement durable. À la lumière de cette constatation, une réévaluation des systèmes de gestion actuels des pêcheries récréatives s'impose.

4.2 Problèmes de gestion reliés à l'ensemencement

L'ensemencement de poissons est un outil efficace et très utilisé dans la gestion des pêches (Wiley, 1999). Cependant, en évaluant les systèmes de gestion des pêches en place, certains auteurs ont souligné quelques points problématiques dans la façon de gérer les ensemencements (Coates, 1998 ; Cowx, 1998).

Premièrement, avant qu'un programme d'ensemencement soit lancé, spécialement dans le cas des ensemencements de soutien, une question est souvent négligée : « pourquoi la population de poissons a-t-elle besoin d'être soutenue par des ensemencements? ». Cette question est rarement résolue avant que les ensemencements aient lieu, ce qui démontre une lacune dans le système de gestion de l'environnement et des stocks de poissons. L'ensemencement est souvent nécessaire à cause d'une pêche excessive effectuée dans le passé ou d'une perturbation de l'habitat. Dans plusieurs cas, avant d'ensemencer, il serait préférable de vérifier si ces éléments contraignants peuvent être éliminés et si les stocks de poissons peuvent être rétablis par la production naturelle (Cowx, 1998). Lorsque des ensemencements sont effectués sans passer par cette étape préalable, le problème est donc attaqué à l'envers. L'ensemencement est alors amené comme solution au problème, sans même que les

paramètres de ce dernier aient été définis. Par analogie, ce mode de gestion est comparable à une forme de médecine dans laquelle le médecin administrerait au patient, sans même avoir identifié la maladie, un médicament qui comporte des effets secondaires néfastes.

Un autre problème majeur des modes de gestion actuels est que plusieurs programmes d'ensemencements sont effectués sans avoir défini d'objectifs précis à atteindre et sans s'être donné de moyens pour vérifier le succès ou l'échec du programme (Cowx, 1998). Afin de déterminer si un ensemencement a été fructueux, il est nécessaire de connaître les gains (en terme de production de poissons, de retombées économiques, en degré de satisfaction du public, etc.) qu'il a occasionné et ce, en fonction de l'objectif visé. Par exemple, dans le cas où des raisons économiques justifient un ensemencement, il apparaît primordial d'évaluer le gain monétaire réalisé à la suite de l'exercice (Langton et Wilson, 1998).

Parallèlement, les pertes aussi passent souvent sous silence. Il est cependant primordial de pouvoir les quantifier, ou au moins les évaluer qualitativement, afin de pouvoir les comparer avec les gains occasionnés et ainsi déterminer si le bilan des gains et des pertes est positif ou négatif. L'absence de lignes directrices pour évaluer les impacts génétiques, écologiques et socio-économiques associés à l'ensemencement d'organismes aquatiques dans l'environnement représente une lacune majeure de plusieurs systèmes de gestion des pêches (Coates, 1998).

Les problèmes qui viennent d'être décrits, c'est-à-dire l'absence de processus décisionnel chez les gestionnaires pour autoriser l'activité d'ensemencement, l'absence d'objectifs précis dont l'atteinte est vérifiable pour les programmes d'ensemencement, de même que l'absence de suivi cherchant à évaluer les gains et les pertes occasionnés par l'activité d'ensemencement, sont probablement les conséquences de l'utilisation de l'ensemencement comme outil politique. Tel que mentionné précédemment, les ensemencements sont souvent effectués en réponse à la pression de certains groupes qui veulent voir des actions concrètes prises pour assurer la pérennité des ressources piscicoles (Welcomme, 1998). À partir du moment où l'ensemencement est effectué dans le but prioritaire de satisfaire l'opinion publique, il est

effectivement inutile de mettre en place un processus décisionnel et de vérifier l'atteinte d'objectifs biologiques.

Les décisions prises par les humains pour gérer le milieu naturel sont souvent davantage basées sur des notions culturelles, des perceptions et des valeurs plutôt que sur des concepts biologiques (Beamesderfer, 2000). Ainsi, un pêcheur qui paye pour l'achat d'un permis de pêche peut, selon sa perception des choses, se considérer en droit d'exiger que le gouvernement ou l'organisme responsable de la gestion des pêches mette du poisson dans les plans d'eau, puisqu'il a payé pour ce service. Les prémisses de base de ce principe d'utilisateur-payeur sont cependant erronées. Le fait qu'un pêcheur débourse pour un permis ne devrait pas lui donner le droit d'exiger des gestionnaires des pêches que desensemencements soient effectués, puisque ceux-ci sont dommageables pour la diversité biologique, qui selon toute logique, ne devrait pas être détériorée pour la satisfaction d'une minorité prête à payer.

La pression du public pour que soient effectués desensemencements est probablement une conséquence du manque d'information des gens sur les impacts environnementaux de cette pratique. Les termes utilisés par les organismes responsables de la gestion faunique peuvent aussi porter à confusion. À titre d'exemple, on considère au Québec que lesensemencements de soutien et de retrait-dépôt sont desensemencements de « mise en valeur » de la faune (Guillemette, 2002a). Pour une oreille non avertie, ce terme peut laisser croire que la faune se porte mieux suite à l'opération. Or, lesensemencements de soutien et de dépôt-retrait sont bénéfiques avant tout pour l'être humain qui, par ces activités, favorise l'exploitation de certaines espèces qu'il apprécie davantage, aux dépens de la diversité biologique.

Il y a fort à parier que si les pêcheurs et la population en général étaient conscients des impacts néfastes desensemencements décrits au chapitre 2 du présent travail, la pression exercée sur les gestionnaires serait moins forte, ou du moins serait partagée par des groupes de différentes opinions. Cette situation aurait au moins l'avantage de permettre aux gestionnaires, libérés de la pression publique, d'être impartiaux dans leurs décisions et de pouvoir viser des objectifs de préservation de la ressource plutôt que de satisfaction du public.

4.3 Recommandations

À la lumière de la discussion sur l'acceptabilité des ensemencements de poissons en eaux douces et à la suite de l'identification de certains problèmes de gestion reliés aux ensemencements de poissons, les recommandations suivantes sont émises afin de faire de cette activité une pratique acceptable selon les principes du développement durable :

- 1) Les ensemencements de poissons impliquent des impacts environnementaux, incluant une réduction de la diversité biologique. En conséquence, aucun ensemencement de poissons ne devrait être effectué sans que ses impacts environnementaux potentiels aient été évalués.
- 2) Les ensemencements de poissons devraient être une alternative de derniers recours. Avant qu'un programme d'ensemencement soit entrepris, des méthodes alternatives de rehaussement des populations telles que l'amélioration de la qualité de l'habitat ou une meilleure gestion des pêcheries devraient être considérées, afin de favoriser le rétablissement des stocks naturels (Cowx, 1998). À ce titre, un processus décisionnel devrait être mis en place (Coates, 1998).
- 3) Lorsque la pertinence d'un ensemencement est évaluée, les bénéfices et les coûts de l'ensemencement, en termes socio-économiques et biologiques, devraient être considérés. Pour ce faire des outils de mesure des bénéfices et des coûts doivent être développés.
- 4) Lorsque la pertinence d'un ensemencement est évaluée, l'option «ne rien faire » devrait être considérée par les gestionnaires au même titre que les autres options, malgré les pressions potentielles du public (Cowx, 1998).
- 5) Lorsqu'un ensemencement est effectué, ses objectifs devraient avoir été clairement définis (Cowx, 1998) et l'atteinte de ceux-ci devrait pouvoir être vérifiée ultérieurement, de sorte que l'ensemencement puisse être qualifié en terme d'échec ou de réussite et que des leçons puissent être tirées de cet exercice.

- 6) Lorsqu'un ensemencement est effectué, l'identité génétique des poissons ensemencés devrait être le plus semblable possible à celle de la population locale. Les poissons ensemencés devraient être issus d'un nombre suffisamment grand de géniteurs pour éviter toute perte de variabilité génétique.

- 7) Les gestionnaires et le public, spécialement les pêcheurs, devraient être sensibilisés aux impacts environnementaux néfastes des ensemencements de poissons.

- 8) Pour les gestionnaires du milieu naturel, le fait de devoir pratiquer une activité d'ensemencement devrait être considéré comme un constat d'échec de pouvoir rétablir les effectifs d'une population par des moyens naturels et susciter un questionnement sur les méthodes de gestion utilisées.

5 ANALYSE DE CAS : LA SITUATION QUÉBÉCOISE

L'application des recommandations émises au chapitre précédent permettrait de rendre la gestion des ensemencements plus compatible avec la notion de développement durable. Afin d'illustrer de manière concrète comment ces recommandations peuvent être appliquées dans un système de gestion déjà en place, une analyse de cas sera effectuée en prenant pour exemple la situation du Québec.

L'ensemencement de poissons dans les milieux d'eau douce est une pratique courante au Québec. Dans un premier temps, ce chapitre vise à exposer la situation québécoise actuelle en présentant l'importance de la pêche récréative pour le peuple québécois, de même que les principales caractéristiques de l'activité d'ensemencement de poissons dans la province de Québec. Dans un deuxième temps, les changements qui devraient être apportés au système en place afin de pouvoir appliquer les recommandations du chapitre 4 seront décrits.

5.1 La pêche récréative et le peuple québécois

Selon une étude menée en 1999 par la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ), environ un million de Québécois pratiquent la pêche récréative. En moyenne, les pêcheurs consacrent annuellement 10,2 jours à leur activité, ce qui représente un total de 10,6 millions de jours de pêche (FAPAQ, 2002). Selon les statistiques de Pêches et Océans Canada pour l'année 2000, ce serait plutôt 860 000 Québécois qui pratiquent la pêche récréative, à raison de 13,8 jours de pêche par année en moyenne, pour un total de 11,9 millions de jours de pêche (Pêches et Océans Canada, 2002). La pêche récréative représente donc une activité de loisir de grande importance pour le peuple québécois.

Il va sans dire que la pêche récréative représente un moteur économique important. On estime que les Québécois ont dépensé environ 1,3 milliard de dollars pour la pratique de la pêche récréative en 1999 (FAPAQ, 2002). Pêches et Océans Canada estime à 1,6 milliard les dépenses attribuables en tout ou en partie à la pêche récréative au Québec en 2000, dont 1,1 milliard directement attribuable à la pratique de l'activité (Pêches et Océans Canada, 2002).

Par contre, alors qu'un nombre toujours croissant de Québécois pratiquent des activités reliées à la faune, le nombre de pêcheurs a diminué d'environ 10,8 % de 1991 à 1999 (FAPAQ, 2002). De plus, l'âge moyen des pêcheurs récréatifs est en constante augmentation depuis 1975 (figure 5.1). Selon les statistiques de Pêches et Océans Canada (2002), l'âge moyen est passé de 36 ans en 1980 à 46 ans en 2000, soit une augmentation de 10 ans sur une période de 20 ans. De 1995 à 2000, l'âge moyen est passé de 41 ans à 46 ans, ce qui représente une augmentation de 5 ans en autant d'années. Il appert donc que ce sont sensiblement les mêmes individus qui pratiquent la pêche sportive d'année en année et que peu de jeunes viennent rejoindre les rangs des pêcheurs récréatifs.

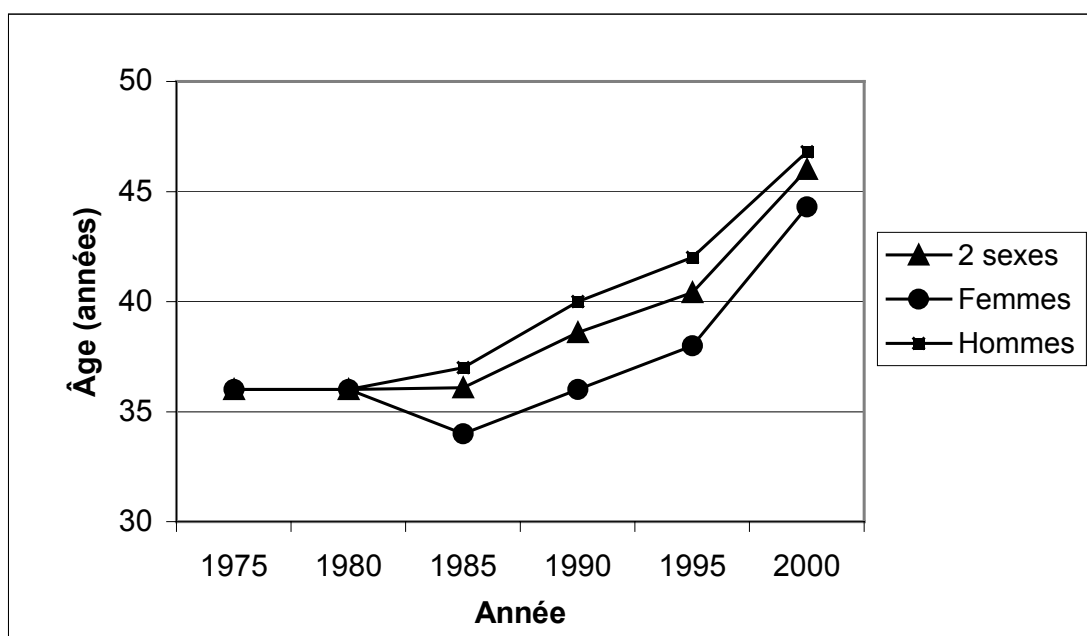


Figure 5.1 Évolution de l'âge moyen des pêcheurs québécois adultes de 1975 à 2000. Source : Pêches et Océans Canada (2002).

Parallèlement, le nombre de personnes au Québec pratiquant des activités d'intérêt faunique sans prélèvement dans le but principal d'observer, de nourrir, de photographier ou d'étudier la faune était estimé à 1,2 million pour l'année 1999, soit 200 000 personnes de plus que les pêcheurs. Les participants consacrent en moyenne annuellement 14,4 jours à ces activités, pour un total de 17,3 millions de jours. Comme pour la pêche récréative, mais à un degré moindre, les dépenses reliées à la pratique de ces activités, soit 293,4 millions de dollars au Québec en 1999, engendrent des retombées économiques importantes (FAPAQ, 2002).

Cependant, un point important caractérise les activités d'intérêt faunique sans prélèvement : 45,6 % des gens qui les pratiquent ont moins de 35 ans, alors que ce groupe d'âge ne représente que 34,2 % de la population québécoise (FAPAQ, 2002). C'est donc dire que les activités d'intérêt faunique sans prélèvement intéressent particulièrement la génération des jeunes adultes. Bien que la pêche récréative représente toujours une activité de loisir prédominante pour les Québécois, et même sans doute une partie importante de leur culture, les chiffres cités plus haut laissent entrevoir un changement dans les mentalités. Alors que l'âge moyen des pêcheurs ne cesse d'augmenter, les jeunes semblent davantage intéressés par les activités d'intérêt faunique sans prélèvement.

5.2 Les ensemencements de poissons au Québec

Différents intervenants sont impliqués dans la réalisation des ensemencements sur le territoire québécois. Cependant, aucun organisme n'effectue une gestion globale de cette pratique au Québec.

En 1994, une nouvelle politique d'ensemencement des lacs et des cours d'eau a été adoptée par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (ce ministère n'existe plus aujourd'hui, remplacé par la FAPAQ, qui s'occupe maintenant des ensemencements, et par le ministère de l'Environnement). Dorénavant, sur le « territoire libre » (autre que parcs, réserves fauniques, zecs (zone d'exploitation contrôlée) ou pourvoiries avec droits exclusifs), le MEF s'impliquerait prioritairement dans les ensemencements de conservation (repeuplement) et seulement occasionnellement dans les ensemencements de mise en valeur tels que les ensemencements de soutien, d'introduction ou de dépôt-retrait (MEF, 1994).

Toujours selon la politique de 1994, dans les parcs, réserves fauniques, zecs et pourvoiries avec droits exclusifs, des ensemencements de conservation pourront être effectués dans un plan d'eau dans lequel une espèce indigène a été perturbée pour des causes autres que la surexploitation par la pêche. Dans les parcs, tous les autres types d'ensemencements sont interdits. Dans les réserves fauniques, les zecs et les pourvoiries à droits exclusifs, les autres types d'ensemencements sont sous la responsabilité et aux frais du gestionnaire de territoire (MEF, 1994).

L'adoption de cette politique a donc eu pour conséquence de restreindre les activités du MEF dans le domaine desensemencements de mise en valeur, qui servent à soutenir la pêche, et de favoriser une approche d'utilisateur-payeur puisque ce sont maintenant les organismes sans but lucratif (associations ou clubs de chasse et de pêche, corporations municipales ou de développement économique, etc.) qui sont encouragés à effectuer lesensemencements de mise en valeur (Guillemette, 2002a).

En 2001, la FAPAQ a ensemencé un total de 2 626 613 poissons (ou œufs) dans les eaux québécoises, pour un poids total de 67 039 kg de poissons ensemencés (Guillemette, 2002b). De ce nombre, 1 298 032 individus ont été déversés dans des réserves fauniques, des parcs ou des zecs. Le tableau 5.1 présente la répartition de ces poissons parmi les régions administratives du Québec. Aucune région administrative ne se démarque clairement quant au nombre de poissons qui y ont été déversés.

Tableau 5.1 Bilan des ensemencements effectués par la FAPAQ en 2001 par région administrative

Région administrative	Nombre d'individus ensemencés	Poids total des poissons ensemencés (kg)
Abitibi-Témiscamingue	9 615	1 115
Bas-Saint-Laurent	243 406	2 522
Capitale-Nationale	528 297	9 280
Centre-Du-Québec	34 278	1 295
Chaudière-Appalache	34 316	3 357
Côte-Nord	218 692	4 857
Estrie	227 189	6 232
Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	106 141	5 546
Lanaudière	31 154	177
Laurentides	336 817	9 973
Mauricie	256 807	2 890
Montérégie	48 000	1 829
Montréal	21 000	875
Nord-du-Québec	6 462	837
Outaouais	101 697	9 810
Saguenay-Lac-Saint-Jean	422 742	6 445
Total	2 626 613	67 039

Source : Guillemette (2002b), p. ii.

L'examen des différentes espèces ensemencées (tableau 5.2) permet de constater que ce sont l'Omble de fontaine et le Saumon atlantique qui ont été déversés en plus grand nombre dans

les eaux de la province. À l'exception du Doré jaune, tous les poissonsensemencés par la FAPAQ en 2001 sont des salmonidés.

Tableau 5.2 Bilan des ensemencements effectués par la FAPAQ en 2001 par espèceensemencée

Espèce	Nombre d'individus ensemencés	Poids total ensemencé (kg)
Doré jaune	81 954	63
Omble de fontaine	865 965	37 038
Ouananiche	37 548	376
Saumon atlantique	1 316 285	19 868
Touladi	159 166	3 485
Truite arc-en-ciel	29 988	1681
Truite brune	135 707	4 528
Total	2 626 613	67 039

Source : Guillemette (2002b), p. iii.

Ces données pour l'année 2001 ne représentent que les ensemencements effectués par la FAPAQ. Une quantité importante de poissons est aussi ensemencée chaque année par d'autres organismes. Tout ensemencement qui est effectué sur le territoire québécois par un organisme autre que la FAPAQ doit avoir été autorisé par l'émission de permis de transport de poissons vivants et d'ensemencement (tableau 5.3). C'est la FAPAQ qui est responsable de l'émission de ce permis (Morin, 2002b). Le permis de transport de poissons vivants et d'ensemencement permet de s'assurer que les projets d'ensemencement ne contreviennent pas à la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* (Guillemette, 2002c), mais il ne permet pas à la FAPAQ de gérer les ensemencements effectués par les organismes sans but lucratif. D'ailleurs, aucune compilation provinciale n'est effectuée pour recenser les ensemencements du secteur privé (Guillemette, 2002c).

Le permis de transport de poissons vivants et d'ensemencement est délivré à quiconque en fait la demande et remplit certaines conditions relatives à l'espèce de poisson et au plan d'eau à ensemenecer. Par exemple, l'espèce à ensemenecer doit déjà être présente dans le plan d'eau visé. Par contre, cette condition ne s'applique pas à certaines espèces telles que l'Omble de fontaine, la Truite brune et la Truite arc-en-ciel (Morin, 2002b), qui représentent une forte proportion des poissons ensemencés annuellement au Québec (Guillemette 2002b; Morin, 2002a). D'ailleurs, pour l'Omble de fontaine, des permis d'ensemencement et de transport de poissons vivants sont remis aux pisciculteurs qui les complètent eux-mêmes. Pour les autres

espèces, une demande de permis doit être déposée au bureau de la FAPAQ de la région où l'ensemencement est prévu (Morin, 2002b).

Tableau 5.3 Contexte législatif des ensemencements de poissons au Québec

Type d'activité	Droit requis	Ministère concerné	Lois et règlements
Exploitation d'un établissement piscicole.	Permis d'exploitation d'établissement piscicole.	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).	Loi sur les pêcheries et l'aquaculture. Règlement sur l'aquaculture commerciale.
Activités piscicoles et espèces permises (zonage piscicole).	Pris en compte par la FAPAQ et le MAPAQ lors de l'émission de différents permis.	FAPAQ.	Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons.
Transport de poissons vivants et ensemencement.	Permis de transport et d'ensemencement.	FAPAQ.	Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons.
Importation d'œufs et de poissons vivants.	Licence d'importation. Certificat sanitaire.	FAPAQ par délégation de Pêches et Océans Canada.	Loi sur les pêcheries du Canada. Règlement sur la protection de la santé des poissons.
Extraction d'œufs et de laitance chez les poissons sauvages.	Permis d'extraction d'œufs et de laitance. Permis de pêche à des fins scientifiques éducatives ou de gestion (SEG).	FAPAQ.	Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Règlement de pêche du Québec. Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons. Règlement sur la tarification reliée à l'exploitation de la faune.

Source : Morin (2002b), p. 10-11.

Un aspect très intéressant de la législation québécoise relative aux ensemencements de poissons est le zonage piscicole (tableau 5.3). Cette réglementation vise à protéger l'intégrité de la faune sauvage et limite la production piscicole et les activités d'ensemencement et de transport sur le territoire. Le principe de base est que l'élevage et l'ensemencement d'une espèce ne sont permis qu'aux endroits où l'espèce est déjà présente en milieu naturel. Le territoire québécois a donc été divisé en zones à l'intérieur desquelles ont été permises des activités piscicoles précises reliées à des espèces de poissons définies (Morin, 2002b).

Le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) joue un rôle important dans la production des poissons puisqu'il est responsable de l'émission des permis d'exploitation d'établissement piscicole (Morin, 2002b). Les poissons ensemencés au

Québec proviennent de piscicultures gouvernementales, de piscicultures privées ou d'étangs d'élevage. Un étang d'élevage est défini dans la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune comme « une étendue d'eau utilisée pour l'élevage de poissons à des fins non commerciales en vue du repeuplement ». Les piscicultures gouvernementales, au nombre de quatre, de même que les étangs d'élevage, sont sous la responsabilité de la FAPAQ et ne sont pas soumis à l'émission d'un permis d'exploitation d'établissement piscicole par le MAPAQ (Morin, 2002a).

Alors que la gestion desensemencements en milieu naturel relève davantage de la FAPAQ, les responsabilités du MAPAQ sont plutôt reliées à la production du poisson et à son utilisation en tant qu'aliment (Morin, 2002b). Les poissons produits dans les établissements piscicoles privés, qui doivent être titulaires d'un permis d'exploitation du MAPAQ, sont d'ailleurs destinés à d'autres fins que l'ensemencement, comme par exemple la consommation humaine et la pêche en étang (tableau 5.4).

Tableau 5.4 Ventes dulcicoles (en tonnes) des piscicultures privées québécoises entre 1996 et 2001

Espèce	Destination	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Omble de fontaine	Ensemencement	655	656	762	785	792	702
	Table et étangs	86	93	190	175	174	154
Truite arc-en-ciel	Ensemencement	254	242	232	392	265	235
	Table et étangs	887	668	890	1 215	983	872
Omble chevalier	Ensemencement	0	8	24	9	25	22
	Table et étangs	4	10	10	115	56	49
Autres poissons	Ensemencement	6	27	21	16	15	13
	Table et étangs	0	10	4	4	3	2
Total		1 892	1 714	2 135	2 712	2 312	2 050

Source : Morin, R. (2002a).

Selon les données du tableau 5.4, 972 tonnes de poissons produites en piscicultures privées ont été ensemencées au total en 2001. Ces poissons, dont le nombre est malheureusement inconnu, ajoutés au 2 626 613 individus ensemencés par la FAPAQ (tableau 5.1) représentent le total des poissons ensemencés au Québec pour l'année 2001.

En ce qui a trait à la qualité génétique des poissons ensemencés au Québec, les œufs servant à la production dans les établissements de la FAPAQ peuvent provenir de géniteurs eux-mêmes

produits dans les stations piscicoles gouvernementales ou bien directement de la nature (Guillemette, 2002c), alors qu'il n'existe aucun standard de qualité génétique dans les établissements piscicoles privés, bien que le MAPAQ émette des recommandations quant à la reproduction des salmonidés (Morin, 2002a).

La FAPAQ ensemece principalement les poissons produits dans les piscicultures gouvernementales et les étangs d'élevage (Guillemette, 2002b). Les ensemencements québécois de soutien, d'introduction et de dépôt-retrait étant désormais effectués principalement par des organismes sans but lucratif, ce sont surtout ces organismes qui ensemencent les poissons produits dans les piscicultures privées. Afin d'encourager les organismes sans but lucratif à effectuer ces ensemencements, un fonds de pêche québécois a été créé en prélevant 0,65 \$ à même le prix de chaque permis de pêche vendu, selon le principe de l'utilisateur-payeur. Ce fonds est administré par la Fondation de la Faune du Québec (Guillemette, 2002a).

Lorsqu'un organisme en fait la demande, il peut bénéficier de ce fonds pour financer partiellement un projet d'ensemencement. L'aide financière qui lui sera accordée est déterminée selon le coût total du projet et la taille de la municipalité (nombre de personnes) du lieu d'ensemencement. Ce programme de subvention se nomme « Festival de pêche ». Pour être admissibles, les projets d'ensemencement doivent comprendre l'organisation d'une journée de pêche regroupant au moins 50 jeunes de moins de 18 ans, afin de favoriser le recrutement de nouveaux pêcheurs. D'ailleurs, afin de stimuler la relève, une partie du fonds de pêche géré par la Fondation de la faune du Québec est réservé au programme « Pêche en herbe ». En 2001, 160 000 \$ ont été investis dans ce programme, notamment pour fournir des brochures éducatives et des ensembles de pêche pour les jeunes (Guillemette, 2002a).

Seuls les ensemencements visant l'Ombre de fontaine, la Truite arc-en-ciel, la Truite brune et la Ouananiche étaient admissibles au programme « Festival de pêche » en 2001. Au total pour cette année, 164 projets présentés par 155 organismes différents ont été subventionnés dans le cadre de ce programme. La valeur totale des ensemencements effectués représente plus de 800 000 dollars (Guillemette, 2002a).

Le programme « Festival de pêche » comprend également un volet « Étang d'élevage », qui consiste au partage des coûts des tâches reliées à la production des poissons qui seront ensemencés (Guillemette, 2002a).

5.3 Améliorations à apporter au mode de gestion québécois

Compte tenu du mode de gestion des ensemencements présentement en place au Québec, il est irréaliste de penser que les recommandations émises au chapitre précédent puissent être mises en application dans cette province sans que des modifications majeures soient tout d'abord apportées au système en place.

Le principal obstacle à l'application des principes du développement durable est la disparité des organismes effectuant les ensemencements. Si un seul organisme était responsable de tous les ensemencements pratiqués dans la province, où s'il pouvait au moins les gérer, des décisions pourraient être prises au sein de cet organisme quant à l'adoption d'une politique promouvant une gestion des ensemencements tenant compte de la préservation de la diversité biologique. En laissant les organismes à but non lucratif le soin d'effectuer les ensemencements de soutien et de dépôt-retrait, sans autre contrainte que d'obtenir un permis de transport de poissons vivants et d'ensemencement, qui n'implique aucune évaluation des impacts, le MEF a en 1994 rendu très difficile toute possibilité de gestion globale des ensemencements.

Un des points forts du système actuel est le système de zonage piscicole qui permet notamment de limiter les introductions de nouvelles espèces de poissons dans les plans d'eau, sans toutefois les empêcher totalement. De plus, selon toute vraisemblance, les ensemencements de repeuplement effectués par la FAPAQ, si leur but est le rétablissement des populations victimes d'une perturbation, sont sans doute les plus acceptables des ensemencements effectués sur le territoire québécois. Cependant, en mettant les ensemencements de soutien et de dépôt-retrait entre les mains des organismes à but non lucratif, qu'on peut raisonnablement soupçonner d'être davantage intéressés par la disponibilité à court terme de poissons intéressants pour la pêche récréative que par la

préservation de la diversité biologique, le gouvernement du Québec a donné le feu vert à l'ensemencement non réfléchi des plans d'eau de la province.

Cependant, si une volonté réelle d'effectuer une gestion des ensemencements selon les principes du développement durable était présente, cette gestion pourrait possiblement être appliquée par la FAPAQ par le biais des permis de transport de poissons vivants de d'ensemencement. Par exemple, si l'émission de ces permis était conditionnelle à la démonstration qu'un ensemencement est nécessaire et indispensable pour le rétablissement d'une population de poissons, il serait possible de n'autoriser sur le territoire québécois que ce type d'ensemencement. Évidemment, pour qu'une telle situation soit concevable, il faut avant tout que les gestionnaires et le public soient informés des impacts environnementaux des ensemencements et qu'une volonté de changement du système de gestion actuel soit présente. À partir de ce moment, l'application des recommandations effectuées précédemment serait envisageable.

Ces recommandations demandent évidemment une approche différente du problème. Le processus décisionnel qu'elles impliquent de même que l'évaluation des bénéfices et des pertes tels que définis dans le chapitre précédent représentent des tâches supplémentaires pour les gestionnaires. On peut cependant penser qu'au fil du temps, des outils de plus en plus performants pourront être développés pour mener à bien ce travail. De même, la quantité de travail exigé par la mise en place d'un processus décisionnel permettant des ensemencements mieux encadrés serait probablement contrebalancée par une diminution du nombre d'ensemencements à effectuer.

Une fois que les outils pour évaluer efficacement les impacts bénéfiques et négatifs des ensemencements ont été élaborés, les autres recommandations telles que « considérer l'ensemencement comme une méthode de dernier recours », « favoriser le rétablissement naturel des populations », « considérer l'option de ne rien faire » ou « transmettre de l'information sur les enjeux réels liés aux ensemencements », peuvent facilement être appliquées en mettant sur pied d'une politique de saine gestion des ensemencements.

Il faut garder en tête que les idées véhiculées dans les recommandations du chapitre précédent sont issues des principes du développement durable et de valeurs rejoignant celles de l'éthique de la terre, alors que les systèmes de gestion des pêches sont traditionnellement basés sur des principes d'utilisation optimale de la ressource plus compatible avec la philosophie du conservationnisme. Il est donc normal que les changements proposés dans le présent travail soient perçus comme étant radicaux ou même exagérés. Pourtant, il n'en est rien. Bien que la pêche récréative soit toujours une activité d'importance majeure pour les Québécois, les statistiques démontrent clairement que l'âge moyen des pêcheurs augmente rapidement et que les jeunes sont de plus en plus intéressés par les activités à caractère faunique sans prélèvement. Il serait donc normal que les plans d'eau soient gérés dans l'avenir d'une manière respectueuse des idéaux de tous les membres de la société, c'est-à-dire de manière à favoriser non seulement la mise en valeur des espèces exploitables mais aussi et surtout la préservation des écosystèmes aquatiques et de la biodiversité. Les pêcheurs ne doivent pas être mis de côté pour autant. Cependant, le système de gestion actuel des ensemencements, qui les autorise sans en évaluer les impacts négatifs sur la diversité biologique, a certes besoin d'être revu.

CONCLUSION

Le premier objectif de cet essai était de mettre en lumière les problématiques environnementales associées à la pratique des ensemencements de poissons. Cet objectif a été atteint puisque la revue de littérature effectuée a permis de mettre en relief ces problématiques.

La première problématique qui a été identifiée est celle des impacts environnementaux agissant aux niveaux intraspécifique, interspécifique et écosystémique, qui ont un effet direct et négatif sur la diversité biologique.

Ensuite, une autre problématique des ensemencements de poissons, celle de l'acceptabilité des ensemencements d'un point de vue éthique, a été présentée. Puisque les ensemencements de poissons favorisent intentionnellement les espèces animales préférées de l'être humain au détriment de la biodiversité, leur pratique soulève un questionnement quant à savoir si les entités naturelles devraient être considérées comme possédant une valeur intrinsèque ou si elles n'ont de valeur que si elles sont profitables pour l'espèce humaine.

Finalement, les différents types d'ensemencement ont été évalués en fonction d'une troisième problématique, celle de leur compatibilité avec les principes du développement durable. La préservation de la diversité biologique étant un enjeu majeur identifié lors des récentes rencontres internationales sur le développement durable, il importe que l'acceptabilité sociale des types d'ensemencement qui sont néfastes pour la biodiversité soit reconsidérée.

Le deuxième objectif du travail, qui était de lancer des pistes de solutions qui pourraient être utilisées afin de rendre la gestion des ensemencements de poissons plus respectueuse des grands principes environnementaux, a aussi été atteint, puisqu'une fois que les problématiques mises en lumière, des recommandations permettant d'améliorer les systèmes de gestion des ensemencements ont pu être suggérées. Comme l'a illustré l'analyse de la situation québécoise, l'application de ces recommandations implique un changement dans les mentalités et une réévaluation des systèmes en place.

Ce travail n'a pas la prétention de présenter une solution à toutes les problématiques environnementales reliées aux ensemencements de poissons. La réalité à laquelle sont confrontés les gestionnaires des pêches est complexe. Même lorsqu'elles visent une préservation adéquate du milieu naturel, les décisions doivent souvent être prises en fonction de pressions externes et dans un contexte où les ressources monétaires et humaines sont limitées. De plus, les valeurs et les préoccupations du public et plus particulièrement de groupes influents comme les associations de pêcheurs, qui doivent aussi être prises en considération, penchent souvent du côté de l'exploitation irréfléchie des ressources piscicoles.

La qualité de la gestion des ressources naturelles est proportionnelle à la qualité des objectifs de gestion qui y sont associés, mais aussi à la qualité et à la quantité des ressources humaines, monétaires et technologiques qui y sont investies. En conséquence, aucun de ces deux points ne devrait être négligé. Alors que ce sont souvent les gouvernements qui ont le contrôle sur les ressources investies, les gestionnaires des pêches, les pêcheurs, les utilisateurs des plans d'eau et le public en général peuvent avoir une forte influence sur les décisions de gestion qui sont prises. Ainsi, il est du devoir de chacun d'exprimer ses attentes envers l'utilisation qui est faite des plans d'eau et des ressources piscicoles.

De toutes les recommandations suggérées au chapitre 4, l'information des gens sur les impacts néfastes des ensemencements de poissons est sans doute la plus primordiale à court terme. Aucun changement significatif des systèmes de gestion en place ne saurait être apporté tant et aussi longtemps que les ensemencements continueront d'être vus comme un bienfait total. Le revers de la médaille existe. Les impacts environnementaux néfastes des ensemencements de poissons existent. Véhiculer ce message est le premier pas vers une amélioration de la gestion de la pêche récréative.

RÉFÉRENCES

- ALLENDORF, R. W. (1991). Ecological and Genetic Effects of Fish Introductions : Synthesis and Recommendations, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 48 (Suppl. 1), p. 178-181.
- ALLENDORF, F. W. et LEARY, R. F. (1988). Conservation and Distribution of Genetic Variation in a Polytropic Species, the Cutthroat Trout, Conservation Biology, vol. 2, no 2, p. 170-184.
- ARTHINGTON, A. H. (1991). Ecological and Genetic Impact of Introduced and Translocated Freshwater Fishes in Australia, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 48 (Suppl. 1), p. 33-43.
- BACA, R. M. et DRENNER, R. W. (1995). Do the Effects of Piscivorous Largemouth Bass Cascade to the Plankton?, Hydrobiologia, vol. 316, no 2, p. 139-151.
- BAILEY, R. (1991). Implications pathologiques des ensemencements, dans MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC (1991). Colloque sur l'ensemencement, Québec, Publications gouvernementales, p. 160-166. Envirodoc : ENV981298 QQEN.
- BEAMESDERFER, R. C. P. (2000). Deciding When Intervention is Effective and Appropriate, Fisheries, vol. 25, no 6, p. 18-23.
- BERG, S., JEPPESEN, E. et SONDERGAARD, M. (1997). Pike (*Esox lucius* L.) Stocking as a Biomanipulation Tool : 1. Effects on the Fish Population in Lake Lyng, Denmark, Hydrobiologia, vol. 342/343, no 1, p. 311-318.
- BERG, S., JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M. et MORTENSEN, E. (1994). Environmental Effects of Introducing Whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), in Lake Ring, Hydrobiologia, vol. 275/276, no 1, p. 71-79.
- BERGERON, M., MARCOGLIESE, D. J. et MAGNAN, P. (1997). The Parasite Fauna of Brook Trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in Relation to Lake Morphometrics and the Introduction of Creek Chub, *Semotilus atromaculatus* (Mitchill), Écoscience, vol. 4, no 4, p. 427-436.
- BLAIS, J-P. et BEAULIEU, G. (1992). La roténone comme outil pour la restauration des populations d'Ombre de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) : revue de littérature et exemple d'application pour le Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal, Direction de la gestion des espèces et des habitats, 290 p. Envirodoc : ENV920571 QQENF 1,2.

- BLANCO, G, CAGIGAS, E., VAZQUEZ, E. et SANCHEZ, J. A. (1998). Genetic Impact of Introduced Domesticated Strains of Brown Trout, *Salmo trutta*, on Native Spanish Populations, *dans* COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 329-337.
- BRANCELJ, A. (2000). The Extinction of *Arctodiaptomus alpinus* (Copepoda) Following the Introduction of Charr into a Small Alpine Lake Dvojno Jezero (NW Slovenia), *Aquatic Ecology*, vol. 33, no 4, p. 355-361.
- BUKAVECKAS, P. A. et WILLIAM, S. (1997). The Effects of Base Addition and Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) Introduction on the Plankton Community of an Acidic Adirondack Lake, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 54, no 6, p. 1367-1376.
- CALLICOT, J. B. (1988). Traditional American Indian and Western European Attitudes Toward Nature : An Overview, *dans* CALLICOT, J. B. (éd.) (1988). In defense of the land ethic, Albany, State University of New York, p. 177-201.
- CALLICOT, J. B. (1991). Conservation Ethics and Fishery Management, *Fisheries*, vol. 16, no 2, p. 22-28,
- CALLICOT, J. B. (1990). Whither Conservation Ethics?, *Conservation Biology*, vol. 4, no 1, p. 15-20.
- CARPENTER, S. R., KITCHELL, J. F. et HODGSON, J. R. (1985). Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity, *BioScience*, vol. 35, no 10, p. 634-639.
- CARVALHO, G. R. et CROSS, T. F. (1998). Enhancing Fish Production Through Introductions and Stocking : Genetic Perspectives, *dans* COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 329-337.
- CHAPLEAU, F., FINDLAY, C. S. et SZENASY, E. (1997). Impact of Piscivorous Fish Introduction on Fish Species Richness of Small Lakes in Gatineau Park, *Écoscience*, vol. 4, no 3, p. 259-268.
- CLIFFORD, S. L., MCGINNITY, P. et FERGUSON A. (1998). Genetic Changes in Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Populations of Northwest Irish Rivers Resulting from Escapes of Adult Farm Salmon, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 55, no 2, p. 358-363.
- COATES, D. (1998). Codes of Practice for the Stocking and Introduction of Fish, *dans* COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 3-13.
- CONOVER, M. R. et CONOVER, D. O. (2001). For Whom do we Manage Wildlife : The Resource, Society, or Future Generations?, *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29, no 2, p. 675-679.

- COWX, I. G. (1998). Stocking Strategies : Issues and Options for Future Enhancement Programmes, dans COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 3-13.
- CROSS, T. F. (2000). Genetic Implications of Translocation and Stocking of Fish Species, with Particular Reference to Western Australia, Aquaculture Research, vol. 31, no 1, p.83-94.
- CROSS, T. F., GALVIN, P. et MCGINNITY, P. (1998). Genetic Considerations in Stocking Atlantic Salmon, *Salmo salar*, dans COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 355-370.
- DELACOSTE, M., BARAN, P., LASCAUX, J. M., ABAD, N. et BESSON, J. P. (1997). Evaluation of Salmonid Introductions in High-Elevation Lakes and Streams of the Hautes-Pyrenees Region, Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, vol. 0 (344/345), p. 205-219.
- DONALD, D. B., VINEBROOKE, R. D., ANDERSON, R. S., SYRGIANNIS, J. et GRAHAM, M. D. (2001). Recovery of Zooplankton Assemblages in Mountain Lakes From the Effects of Introduced Sport Fish, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 58, no 9, p. 1822-1830.
- DRAKE, D. C. et NAIMAN, R. J. (2000). An Evaluation of Restoration Efforts in Fishless Lakes Stocked with Exotic Trout, Conservation Biology, vol. 14, no 6, p. 1807-1820.
- DUBOIS, N., MARCOGLIESE, D. J. et MAGNAN, P. (1996). Effects of the Introduction of White Sucker, *Catostomus commersoni*, on the Parasite Fauna of Brook Trout, *Salvelinus fontinalis*, Canadian Journal of Zoology, vol. 74, no 7, p. 1304-1312.
- DUMONT, P., BERGERON, J. F., DULUDE, P., MAILHOT, Y., ROULEAU, A. OUELLET, G. et LEBEL, J.-P. (1988). Introduced Salmonids : Where Are They Going in Québec Watersheds of the Saint-Laurent River?, Fisheries, vol. 13, no 3, p. 9-17.
- EHRENFELD, D. W. (1976). The Conservation of Non-Resources, American Scientist, vol. 64, no 6, p. 648-656.
- ELSER, J. J., LUECKE, C., BRETT, M. T., GOLDMAN, C. R. (1995). Effects of Food Web Compensation After Manipulation of Rainbow Trout in an Oligotrophic Lake, Ecology, vol. 76, no 1, p. 52-69.
- ESHENRODER, R. L., CROSSMAN, E. J., MEFFE, G. K., OLVER, C. H. et PISTER, E. P. (1995). Lake Trout Rehabilitation in the Great Lakes : An Evolutionary, Ecological and Ethical Perspective, Journal of Great Lakes Research, vol. 21, suppl. 1, p. 518-529.

- EVANS, D. O. et WILLOX, C. C. (1991). Loss of Exploited, Indigenous Populations of Lake Trout, *Salvelinus namaycush*, by Stocking of Non-Native Stocks, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 48 (Suppl. 1), p. 134-147.
- FERNANDO, C. H. (1991). Impacts of Fish Introductions in Tropical Asia and America, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 48 (Suppl. 1), p. 24-32.
- FISHER HUCKINS, C. J, OSENBURG, C. W. et MITTELBAACH, G. G. (2000). Species Introductions and their Ecological Consequences : An Example with Congeneric Sunfish, Ecological Applications, vol. 10, no 2, p. 612-625.
- FONTENOT, L. W., NOBLET, G. P. et PLATT, S. G. (1994). Rotenone Hazards to Amphibians and Reptiles, Herpetological Review, vol. 25, no 4, p. 150-153.
- FRANKLIN, A. (1998). Naturalizing Sports : Hunting and Angling in Modern Environments, International Review for the Sociolotgy of Sport, vol. 33, no 4, p. 355-366.
- FUNK, W. C. et DUNLAP. (1999). Colonization of High-Elevation Lakes by Long-Toed Salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) After the Extinction of Introduced Trout Populations, Canadian Journal of Zoology, vol. 77, no 11, p. 1759-1767.
- GAMRADT, S. C. et KATS, L. B. (1996). Effect of Introduced Crayfish and Mosquitofish on California Newts, Conservation Biology, vol. 10, no 4, p. 1155-1162.
- GARCIA-BERTHOU, E. et MORENO-AMICH, R. (2000). Introduction of Exotic Fish Into a Mediterranean Lake Over a 90-year Period, Archeological Hydrobiology, vol. 149, no 2, p. 271-284.
- GAUSEN, D. et MOEN, V. (1991). Large-Scale Escapes of Farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*) into Norwegian Rivers Threaten Natural Populations, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 48, no 3, p. 426-428.
- GILLEPSIE, G. R. (2001). The Role of Introduced Trout in the Decline of the Spotted Tree Frog (*Litoria Spenceri*) in South-Eastern Australia, Biological Conservation, vol. 100, no 2, p. 187-198.
- GONTHIER, S. (1991). Politiques, réglementation et production piscicole au ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION DU QUÉBEC (1991). Colloque sur l'ensemencement, Québec, Publications gouvernementales, p. 17-20. Envirodoc : ENV981298 QQEN.
- GOODSELL, J. A. et KATS, L. B. (1999). Effect of Introduced Mosquitofish on Pacific Treefrogs and the Role of Alternative Prey, Conservation Biology, vol. 13, no 4, p. 921-924.

- GUILLEMETTE, Y. (2002a). Bilan du programme de soutien financier pour l'ensemencement des lacs et des cours d'eau, Festival de pêche 2001, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec, 106 p. Non répertorié sur Envirodoc. Document disponible sur demande à la Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune.
- GUILLEMETTE, Y. (2002b). Bilan des ensemencements effectués par la Société de la faune et des parcs du Québec en 2001, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec, 86 p. Envirodoc : ENV/2000/0217 QQEN 1999,2000,2001.
- GUILLEMETTE, Y. (2002c). Communication personnelle. Société de la Faune et des Parcs du Québec.
- GOUVERNEMENT DU CANADA (2002a). Qu'est-ce que le développement durable? / SDinfo, http://www.sdinfo.gc.ca/what_is_sd/index_f.cfm
- GOUVERNEMENT DU Canada (2002b). Conventions, protocoles et accords internationaux / SDinfo, http://www.sdinfo.gc.ca/international_convention/index_f.cfm
- HAROLD, M. T. et SAUNDERS, J. F. (2000). Nonnative Fish Control and Endangered Fish Recovery : Lessons from the Colorado River, *Fisheries*, vol. 25, no 9, p. 17-24.
- HAYES, J. P., GUFFEY, S. Z., KRIEGLER, F. J., McCracken, G. F. et PARKER, C. R. (1996). The Genetic Diversity of Native, Stocked, and Hybrid Populations of Brook Trout in the Southern Appalachians, *Conservation Biology*, vol. 10, no 5, p.1403-1412.
- HE, X. et WRIGHT, R. A. (1992). An Experimental Study of Piscivore-Planktivore Interactions : Population and Community Responses to Predation, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 49, no 6, p. 1176-1183.
- HECNAR, S. J. et M'CLOSKEY, R. T. (1997). The Effects of Predatory Fish on Amphibian Species Richness and Distribution, *Biological Conservation*, vol. 79, no 2, p. 123-131.
- HOLCIK, J. (1991). Fish Introductions in Europe with Particular Reference to its Central and Eastern Part, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 48 (Suppl. 1), p. 13-23.
- HYNES, J. D., BROWN, E. H. Jr, HELLE, J. H., RYMAN, N. et WEBSTER, D. A. (1981). Guidelines for the Culture of Fish Stock for Ressource Management, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 38, no 12, p. 1867-1876.
- JOHNSON, B. M. et GOETTTL, J. P. Jr (1999). Food Web Changes over Fourteen Years Following Introduction of Rainbow Smelt into a Colorado Reservoir, *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 19, no 3, p. 629-642.

- JOHNSON, T. B. et KITCHELL, J. F. (1996). Long-term Changes in Zooplanktivorous Fish Community Composition : Implication fo Food Webs, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 53, no 12, p. 2792-2803.
- JOSEFSSON, M. (1999). Introduced Organisms in Swedish Freshwater Environment, Fauna och Flora Stockholm, vol. 94, no 2, p. 75-84.
- KELLERT, S. R. (1996). The Value of Life : Biological Diversity and Human Society, Washington D.C., Island Press, 263 p.
- KNAPP, R. A. et MATTHEWS, K. R. (1998). Eradication of Nonnative Fish by Gill Netting from a Small Mountain Lake in California, Restoration Ecology, vol. 6, no 2, p. 207-213.
- 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, Conservation Biology, vol. 14, no 2, p. 428-438.
- KNAPP, R. A., MATTHEWS, K. R. et SARNELLE, O. (2001). Resistance and Resilience of Alpine Lake Fauna to Fish Introduction, Ecological Monographs, vol. 71, no 3, p. 401-421.
- KNEGTERING, E., VAN DER WINDT, H. J. et SCHOOT UITERKAMP, A. J. M. 2000. Trends in the Legal Status of Indigenous Species, Environnemental Conservation, vol. 27, no 4, p. 404-413.
- KRUGER, C. C. et May, B. (1991). Ecological and Genetic Effects of Salmonid Introductions in North America, Canadian Journal of Fisheries ans Aquatic Sciences, vol. 48 (Suppl. 1), p. 66-77.
- KULP, M. A. et MOORE, S. E. (2000). Multiple Electrofishing Removal for Eliminating Rainbow Trout in a Small Southern Appalachian Stream, North American Journal of Fisheries Management, vol. 20, no 1, 259-266.
- LACASSE, S. et MAGNAN P. (1992). Biotic and Abiotic Determinants of the Diet of Brook Trout, *Salvelinus fontinalis*, in Lakes of the Laurentian Shield, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 49, no 5, p. 1001-1009.
- LANGE, R. E. et SMITH, P. A. (1995). Lake Ontario Fishery Management : The Lake Trout Restoration Issue, Journal of Great Lakes Research, vol. 21, suppl. 1, p. 470-476.
- LANGTON, R. W. et WILSON, J. A (1998). Economic Considerations for Fish Stocking and Enhancement, dans COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 414-421.

- LÉVÊQUE, C. (1998). Fish Species Introductions in African Fresh Water, *dans* COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 234-257.
- LEVER, C. (1998). Introduced fishes : an overview, *dans* COWX, I. G. (éd.) (1998). Stocking and Introduction of Fish, Oxford, Fishing News Books, p. 143-152.
- LI, J., COHEN, Y., SCHUPP, D. H. et ADELMAN, I. R. (1996). Effects of Walleye Stocking on Population Abundance and Fish Size, *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 16, no 4, p.830-839.
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, L.R.Q., c. C-61.1
- MAGNAN, P. (1988). Interactions Between Brook Charr, *Salvelinus fontinalis*, and Nonsalmonid Species : Ecological Shift, Morphological Shift, and Their Impact on Zooplankton Communities, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 45, no 6, p. 999-1009.
- MAGNAN, P., EAST, P. et LAPOINTE, M. (1990). Modes de contrôle des poissons indésirables : revue et analyse critique de la littérature, Université du Québec à Trois-Rivières, pour le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec et la Fondation de la faune du Québec, 198 p. Envirodoc : EN941109 QQENF 1,2.
- MAGNAN, P. et FITZGERALD, G. J. (1982). Resource Partitioning Between Brook Trout (*Salvelinus fontinalis* Mithchill) and Creek Chub (*Semotilus atromaculatus* Mitchill) in Selected Oligotrophic Lakes of Southern Quebec, *Canadian Journal of Zoology*, vol. 60, no 7, p. 1612-1617.
- MANGUM, F. A. et MADRIGAL, J. L. (1999). Rotenone Effects on Aquatic Macroinvertebrates of the Strawberry River, Utah : A Five-Year Summary, *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 14, no 1, p. 125-136.
- MEF (1994). Politique d'ensemencement des lacs et des cours d'eau, Québec, 4 p. Envirodoc : ENV940629 QQENF/bro1,2
- McGINNITY, P., STONE, C., TAGGART, J. B., COOKE, D., COTTER, D., HYNES, R., McCAMLEY, CROSS, T. et FERGUSSON, A. (1997). Genetic Impact of Escaped Farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) on Native Populations : Use of DNA Profiling to Assess Freshwater Performance of Wild, Farmed, and Hybrid Progeny in a Natural River Environment, *ICES Journal of Marine Science*, vol. 54, no 6, p. 998-1008.
- McNAUGHT, A. S., SCHINDLER, D. W., PARKER, B. R., PAUL, A. J., ANDERSON, R. S., DONALD, D. B. et AGBETI, M. (1999). Restoration of the Food Web of an Alpine Lake Following Fish Stocking, *Limnology and Oceanography*, vol. 44, no 1, p. 127-136.

- McQUEEN, D. J., POST, J. R. et MILLS, E. L. (1986). Trophic Relationships in Freshwater Pelagic Ecosystems, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 43, no 8, p. 1571-1581.
- McVICAR, A. H. (1997). Disease and Parasite Implications of the Coexistence of Wild and Cultured Atlantic Salmon Populations, *ICES Journal of Marine Science*, vol. 54, no 6, p. 1093-1103.
- MERONEK, T. G., BOUCHARD, P. M., BUCKNER, E. R., BURRI, T. M., DEMMERLY, HATLELI, KLUMB, R. A., SCHIMDT, S. H. et COBLE, D. W. (1996). A Review of Fish Control Projects, *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 16, no 1, p. 63-74.
- MORIN, R. (2002a). Communication personnelle. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.
- MORIN, R. (2002b). Lois et règlements relatifs à l'aquaculture d'eau douce, Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Pêches et Aquaculture commerciales, Québec, 13 p. Document disponible sur Internet à l'adresse http://www.agr.gouv.qc.ca/pac/publications/pdf/stepd_04.pdf
- MOYLE, P. B. et LIGHT, T. (1996). Biological Invasion of Fresh Water : Empirical Rules and Assembly Theory, *Biological Conservation*, vol. 78, no 1, p. 149-161.
- NATIONS UNIES (30 octobre 2002). Sommet mondial sur le développement durable (Johannesbourg 2002), <http://un.or/french/events/wssd/>
- NUNNEY, L. et ELAM, D. R. (1994). Estimating the Effective Population Size of Conserved Populations, *Conservation Biology*, vol. 8, no 1, p. 175-184.
- OGUTU-OHWAYO, R. et HECKY, R. E. (1991). Fish Introduction in Africa and Some of Their Implications, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol 48 (Suppl. 1), p. 8-12.
- PARKER, B. R., WILHEM, R. M. et SCHINDLER, D. W. (1996). Recovery of *Herperodiatomus arcticus* Populations from Diapausing Eggs Following Elimination by Stocked Salmonids, *Canadian Journal of Zoology*, vol. 74, no 7, p. 1292-1297.
- PÊCHES ET OCÉANS CANADA (8 octobre 2002). Services statistiques, (Internet) Adresse : http://www.dfo-mpo.gc.ca/communic/statistics/stat_f.htm
- PISTER, E. P. (1999). Professional Obligations in the Conservation of Fishes, *Environmental Biology of Fishes*, vol. 55, no 1-2, p. 13-20.
- PISTER, E. P. (1995). Ethics of Native Species Restoration : the Great Lakes, *Journal of Great Lakes Research*, vol. 21, suppl. 1, p. 10-16.

- PRIMACK, R. B. (1993). *Essentials of Conservation Biology*, Sunderland (Massachusetts), Sinauer Associates Inc., 564 p.
- RESETARITS, W. J. Jr (1995). Competitive Asymmetry and Coexistence in Size-Structures Populations of Brook Trout and Spring Salamanders, *Oikos*, vol. 73, no 2, p. 188-198.
- RESETARITS, W. J. Jr (1997). Differences in an Ensemble of Streamside Salamanders (Plethodontidae) Above and Below a Barrier to Brook Trout, *Amphibia-Reptilia*, vol. 18, no 1, p. 15-25.
- RICHARDSON, M. J., WHORISKEY, F. G. et ROY, L. H. (1995). Turbidity Generation and Biological Impacts of an Exotic Fish *Carassius auratus*, Introduced into Shallow Seasonally Anoxic Ponds, *Journal of Fish Biology*, vol. 47, no 4, p. 576-585.
- RYMAN, N. et LAIKRE, L. (1991). Effects of Supportive Breeding on the Genetically Effective Population Size, *Conservation Biology*, vol. 5, no 3, p. 325-329.
- RYMAN, N. et STAHL, G. (1980). Genetic Changes in Hatchery Stock of Brown Trout (*Salmo trutta*), *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37, no 1, p. 82-87.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC (2002). Les activités reliées à la nature et à la faune au Québec, <http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/faune/activite.htm>
- SONDERGAARD, M., JEPPESEN, E. et BERG, S. (1997). Pike (*Esox lucius* L.) Stocking as a Biomanipulation Tool : 2. Effects on Lower Trophic Levels in Lake Lyng, Denmark, *Hydrobiologia*, vol. 342/343, no 1, p. 319-325.
- SORENSEN, P. W., CARDWELL, J. R., ESSINGTON, T. et WEIGEL, D. E. (1995). Reproductive Interactions Between Sympatric Brook and Brown Trout in a Small Minnesota Stream, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 52, no 9, p. 1958-1965.
- TREMBLAY, S. et MAGNAN, P. (1991). Interactions Between Two Distantly Related Species, Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and White Sucker (*Catostomus commersoni*), *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 48, no 5, p. 857-867.
- TRINGALI, M. D. et BERT, T. M. (1998). Risk to Genetic Effective Population Size Should be an Important Consideration in Fish Stock-Enhancement Programs, *Bulletin of Marine Science*, vol. 62, no 2, p. 641-659.
- TYLER, T., LISS, W. J., GANIO, L., M., LARSON, G. L., HOFFMAN, R., DEIMLING, E. et LOMNICKY, G. (1998). Interaction Between Introduced Trout and Larval Salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) in High-Elevation Lakes, *Conservation Biology*, vol. 12, no 1, p. 94-105.

- UHLAND, F. C., HELIE, P., HIGGINS, R. (2000). Infections of *Edwardsiella tarda* among brook trout in Quebec, *Journal of Aquatic Animal Health*, vol. 12, no 1, p. 74-77.
- WAPLES, R. S. et DO, C. (1994). Genetic Risk Associated with Supplementation of Pacific Salmonids : Captive Broodstock Programs, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 51 (Suppl. 1), p. 310-329.
- WARD, R. D., WOODWARK, M. et SKIBINSKI, D. O. F. (1994). A Comparison of Genetic Diversity Levels in Marine, Freshwater, and Anadromous Fishes, *Journal of Fish Biology*, vol. 44, no 2, p.213-232.
- WELCOMME, R. L. (1998). Evaluation of Stocking and Introductions as Management Tools, *dans* COWX, I. G. (éd.) (1998). *Stocking and Introduction of Fish*, Oxford, Fishing News Books, p. 397-412.
- WHITTIER, T. R. et KINCAID, T. M. (1999). Introduced Fish in Northeastern USA Lakes : Regional Extent, Dominance, and Effects on Native Species Richness, *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 128, no 5, p. 769-783.
- WILEY, R. W. (1999). Fish Hatcheries Are a Powerful Tool of Fisheries Management, *Fisheries*, vol. 24, no 9, p. 24-26.
- WUERTHNER, G. (2001). Going Native, *National Parks*, July/August, p. 30-33.
- WUERTHNER, G. (1998). A Fish Story, *National Parks*, May/June, p. 24-27.