

AVIS D'EXPERT

*Les risques écologiques potentiels que poserait la culture en mer et l'introduction
accidentelle de truites arc-en-ciel dans les rivières à saumon du Québec
(particulièrement celles de la Gaspésie)*

préparé par

Julian J. Dodson,

Professeur de biologie,

Université Laval

et

Directeur Scientifique,

Centre Interuniversitaire de Recherche sur le Saumon Atlantique (CIRSA)

pour

*Société de la faune et des parcs du Québec- Vice-présidence au développement et à
l'aménagement de la faune*

mai, 2000

1.0 Contexte :

Le zonage piscicole découlant de l'application de la loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune ne permet pas l'élevage de la truite arc-en-ciel en Gaspésie. Cette interdiction s'appuie sur le principe que la truite arc-en-ciel n'est pas une espèce indigène au Québec, n'a pas de population connue et implantée en Gaspésie, et que son introduction éventuelle (ex : échappés d'élevage) pourrait menacer l'intégrité écologique des populations indigènes d'omble de fontaine et de saumon atlantique.

2.0 Objet de l'avis :

L'objet de cet avis est d'identifier les risques éventuels découlant de la culture et de la présence de la truite arc-en-ciel dans des habitats d'omble de fontaine et de saumon atlantique retrouvés dans les rivières de la Gaspésie, particulièrement le secteur associé à la Baie des Chaleurs. Afin de réaliser cet objectif, j'identifierai toutes les possibilités théoriques de risques écologiques et génétiques associés avec la culture et l'introduction des populations fertiles de la truite arc-en-ciel domestiqué en milieu naturel. Ensuite, j'évaluerai la probabilité de risque pour chacune des possibilités théoriques à partir de la littérature scientifique portant sur les besoins écologiques et l'état de santé de la truite arc-en-ciel, de l'omble de fontaine et du saumon atlantique. Enfin, j'émettrai un avis sur les risques potentiels que poserait la culture et l'introduction accidentelle des truites arc-en-ciel dans les rivières à saumon du Québec, particulièrement celles de la Gaspésie.

3.0 Considérations théoriques :

L'introduction des espèces exotiques est considérée comme la deuxième menace majeure, après la perte d'habitat, de la biodiversité naturelle et de l'intégrité des communautés naturelles (IUCN 1997). Par exemple, 51% des 86 espèces de poissons menacés aux États Unis sont affectées de façon négative par les espèces exotiques et 9% sont menacées surtout à cause des espèces exotiques (Lassuy 1995). La culture de la truite arc-en-ciel sur la côte est du Canada est qualifiée de menace grave pour les populations indigènes du saumon atlantique (Whoriskey 2000). Conséquemment, les appréhensions des autorités concernées sont pleinement justifiées.

L'implantation de la culture de la truite arc-en-ciel là où elle n'est pas indigène peut être considérée comme une invasion biologique d'une espèce exotique. En particulier, les échappements accidentels de poissons semblent être une conséquence inévitable de l'élevage des poissons domestiqués dans les milieux marins. Dans le cas de l'élevage du saumon Atlantique en mer, l'échappement des poissons domestiqués peut se produire à tous les stades de la vie, des alevins vésiculés au stade adulte (Lough et al. 1997). Sur la côte du Pacifique, 101 000 saumons atlantique ont été relâchés accidentellement à partir d'une seule installation aquicole dans Puget Sound le 2 juillet 1996. Un autre 366 000 ont été relâchés un an plus tard à partir d'une autre seule installation aquicole (Gross 1998). En 1988, une seule tempête hivernale a occasionné l'échappement de 700 000 saumons sur la côte Atlantique de la Norvège (Gausen et Moen 1991). Le problème d'échappement est beaucoup moins documenté dans le cas de la production aquicole de la truite arc-en-ciel. À Terre-Neuve, la production de la truite arc-en-ciel anadrome (steelhead) en 1999 a atteint 3000 tonnes. Bien que la production aquicole du 'steelhead' soit concentrée dans la région de la baie d'Espoir, les populations naturalisées commencent à apparaître un peu partout autour de la province et surtout sur la péninsule d'Avalon. Cependant, il n'y a aucune étude pour documenter la distribution de l'espèce ou pour déterminer l'origine des populations de la truite arc-en-ciel naturalisées (Atlantic Salmon Federation, en préparation). Malgré que de façon générale seulement 10% des espèces exotiques réussissent à s'établir dans des nouveaux habitats (Williamson 1996), la nature soutenue des échappements accidentels associée avec la culture en cage augmente de beaucoup la probabilité de colonisation des habitats avoisinants par les poissons domestiqués. L'existence de plusieurs populations naturalisées de truite arc-en-ciel dans des rivières à saumon atlantique et d'omble de fontaine au Québec (F. Caron, FAPAQ, communication personnelle) indique que la truite arc-en-ciel est tout à fait capable de coloniser des cours d'eau abritant des populations des deux espèces indigènes.

L'introduction d'une espèce à la fois domestique et exotique dans des milieux naturels soulève la possibilité des risques écologiques et génétiques pour la faune indigène (Kreuger et May 1991; Gross 1998 et Figure 1.). Les risques peuvent être directs ou indirects. Les risques écologiques directs impliquent la possibilité de la prédation et de la

compétition interspécifique. Les risques écologiques indirects impliquent la possibilité de la modification de l'habitat de la faune endémique par l'activité des poissons introduits (et l'activité aquicole) ou de l'introduction des maladies ou des parasites contre lesquels la faune indigène n'est pas protégée. Les risques génétiques directs impliquent de l'introggression du génome domestiqué dans le génome d'une ou des espèces endémiques. Les risques indirects impliquent l'augmentation de la dérive génétique et la consanguinité chez des populations indigènes à cause d'une réduction de taille de leurs populations associés avec la compétition et/ou prédation interspécifique. Finalement, il y a possibilité que les pressions sélectives évolutives agissant sur les espèces indigènes soient modifiées à cause du développement de nouvelles formes de la compétition, de la prédation ou des maladies associées avec l'introduction des espèces non-indigènes (Kreuger et Menzel 1979).

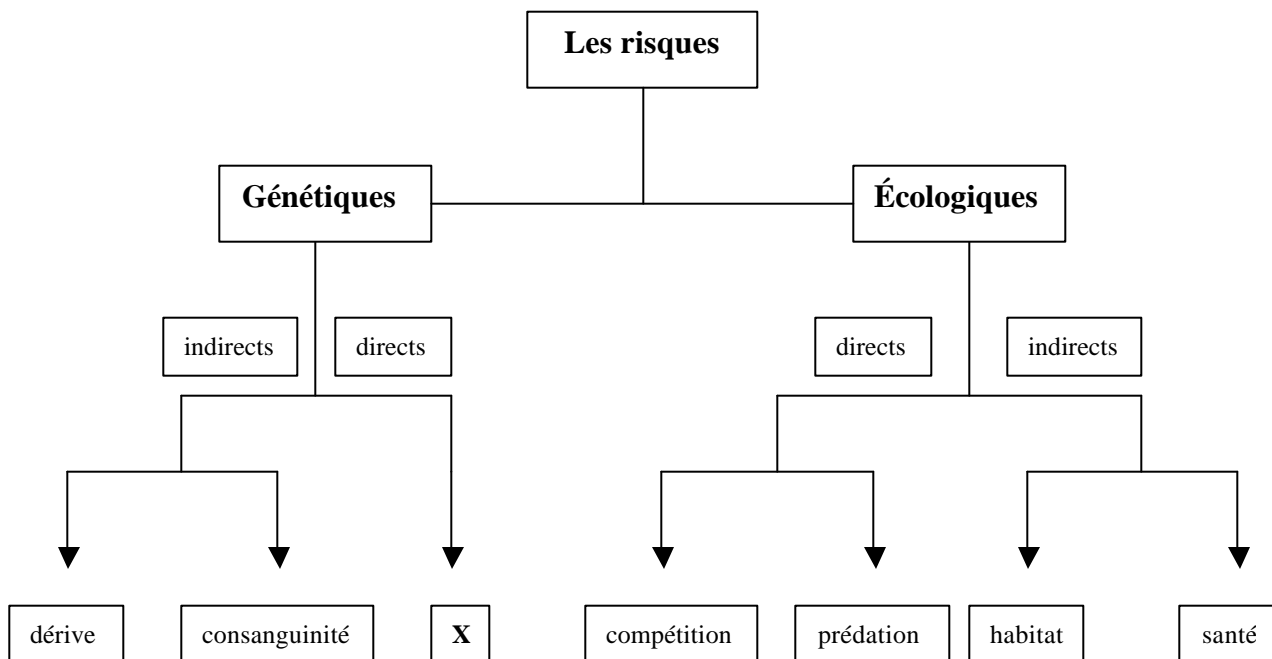


Figure 1. Les risques écologiques et génétiques associés avec l'élevage de la truite arc-en-ciel et son introduction accidentelle dans des habitats d'omble de fontaine et de saumon atlantique (modifié d'après Gross 1998). (X) : L'isolation reproductrice de la truite arc-en-ciel de l'omble de fontaine et du saumon atlantique élimine les risques génétiques directs.

Il y a deux facteurs à considérer avant de discuter les risques écologiques et génétiques associés avec l'implantation d'une production aquicole de la truite arc-en-ciel dans la baie des Chaleurs. D'abord, dans la littérature portant sur la production de la truite arc-en-ciel il y a une tendance de considérer la forme résidente en eau douce et la forme anadrome comme deux entités biologiques distinctes. Ceci n'est pas le cas. Sur le côté ouest de l'Amérique, les individus résidents et anadromes occupent les mêmes cours d'eau (Clemens et Wilby 1961). Comme chez l'omble de fontaine et la truite brune (*Salmo trutta*), la décision de migrer ou de rester en eau douce semble être facultative et dépend des conditions environnementales que les poissons subissent pendant leur premier ou deuxième été de vie (Jonsson et Jonsson 1993). Le nom 'steelhead' est utilisé pour les poissons élevés en mer aussi bien que dans les Grands Lacs. En conséquence, les formes dites anadromes sont tout à fait capable de fonder des populations résidentes en eau douce. Ainsi, l'échappement de truites arc-en-ciel élevées en cage dans des installations marines peut mener à la colonisation des cours d'eau douce par la truite arc-en-ciel.

Deuxièmement, l'utilisation d'individus triploïdes stérile ou 'toute femelle' pourrait diminuer de façon significative la probabilité de l'implantation des populations naturalisées de la truite arc-en-ciel, éliminant ainsi les interactions écologiques avec les jeunes stades de vie d'espèces indigènes. Par contre, le département des pêcheries et d'aquiculture de Terre-Neuve a procédé en 1999 à l'introduction d'individus diploïdes fertiles dans les installations aquicoles de truite arc-en-ciel de la baie d'Espoir en raison de leur plus grande rentabilité par rapport aux poissons triploïdes (Atlantic Salmon Federation, en préparation). Selon des données publiées en 1997, les coûts de production de la truite arc-en-ciel dans l'est du Canada varient entre \$4,18 et \$4,75 le kilo (Hynes 1997). Hynes anticipe que le coût de production devrait être réduit à \$2,75 le kilo afin que l'industrie canadienne soit capable de survivre et d'être concurrente à long terme sur le marché. Face à la possibilité d'une importante pression économique, il est difficile de prédire la réussite de l'installation et le maintien de procédures réduisant à la fois les risques écologiques et la rentabilité de l'industrie. J'assume donc que l'implantation d'une industrie aquicole de la truite arc-en-ciel dans la baie de Chaleurs impliquera potentiellement l'introduction de truites diploïdes fertiles.

4.0 Les risques écologiques :

4.1 Les risques directs

L'introduction de la truite arc-en-ciel dans les habitats d'omble de fontaine et du saumon atlantique pourrait impliquer de la compétition et de la prédation entre trois espèces de salmonidés. De plus, plusieurs stades de développement pourraient interagir. Je discriminerai seulement deux stades de vie; les jeunes stades de vie comprenant les œufs, les alevins et les juvéniles (stade 1) et le stade adulte (stade 2). Le tableau 1 présente les douze interactions directes possibles entre les trois espèces et les deux stades de vie. Dans le présent avis, j'utilise la définition de la compétition interspécifique de Wiens (1989); l'interaction entre au moins deux espèces qu'occasionne un effet négatif sur les caractéristiques du cycle vital associés avec le fitness Darwinien (par ex. la croissance, la fécondité, la survie). Ces interactions sont des conséquences de l'exploitation d'une ressource commune ou encore de l'interférence entre des espèces pour avoir accès à une ressource commune.

	Truite, stade 1	Truite, stade 2	Omble, stade 1	Omble, Stade 2	Saumon, Stade 1	Saumon, Stade 2
Truite, Stade 1	-	intra	1	2	3	4
Truite, Stade 2		-	5	6	7	8
Omble, Stade 1			-	intra	9	10
Omble, Stade 2				-	11	12
Saumon, Stade 1					-	intra
Saumon, Stade 2						-

Tableau 1. Les douze interactions écologiques possibles entre les deux stades vie de la truite arc-en-ciel, de l'omble de fontaine et du saumon atlantique. Les interactions entre l'omble de fontaine et le saumon atlantique sont incluses étant donné que l'impact de l'introduction de la truite arc-en-ciel pourrait modifier la relation écologique entre les deux espèces indigènes. Intra : les interactions intraspécifiques qui ne sont pas traitées dans le présent avis.

Les effets du régime hivernal sur les cours d'eau du nord sont extrêmement variables et caractérisés par des altérations marquées de l'habitat auquel les salmonidés doivent s'acclimater et s'adapter pour survivre (Cunjak et al. 1998). Malgré l'importance de l'hiver, peu d'études documentent les exigences écologiques des salmonidés pendant l'hiver. La probabilité de la compétition entre les salmonidés indigènes et introduites pendant l'hiver est importante, mais au meilleur de mes connaissances, aucune étude existante n'évalue l'importance de la compétition entre la truite arc-en-ciel, l'omble de fontaine et le saumon atlantique dans leurs habitats d'hiver. Pour cette raison, la discussion traitant des risques écologiques directs associés avec l'introduction de la truite arc-en-ciel repose uniquement sur les observations faites pendant la saison libre de glace.

4.1.1. Interaction 1 :

La première interaction écologique à considérer implique la compétition entre les jeunes stades de vie (alevins et juvéniles) de la truite arc-en-ciel et l'omble de fontaine. De nombreuses observations existent dans la littérature scientifique démontrant que l'introduction de la truite arc-en-ciel est néfaste pour les populations de l'omble de fontaine indigène. De façon générale, la distribution de l'omble de fontaine indigène dans l'est de l'Amérique du Nord a diminué depuis l'introduction de la truite arc-en-ciel lors du 19^{ième} siècle (Power 1980, Larson et Moore 1985). Il y a un certain dogme dans la littérature voulant que la truite arc-en-ciel soit un compétiteur supérieur sur l'omble de fontaine (Fausch 1988). Dans des expériences menées en conditions contrôlées, Gibson (1981) a démontré que la truite arc-en-ciel a été plus agressive que l'omble de fontaine, le saumon atlantique et le saumon coho, étant capable d'accaparer les meilleurs sites d'alimentation en concurrence avec les poissons d'autres espèces de taille semblable. Bien que la compétition ou la prédation soient souvent impliquées comme causes majeures du déplacement et/ou de l'exclusion de l'omble de fontaine en sympatrie avec la truite arc-en-ciel, les mécanismes responsables ne sont pas toujours clairement identifiés. La probabilité d'une compétition entre les jeunes stades de vie des deux espèces en milieu naturel est élevée étant donné que les deux espèces défendent des territoires dans les eaux courantes où elles s'alimentent sur les invertébrés en dérive (Power 1980, Barnhart 1991, Smith 1991). De plus, les habitats préférés par les deux

espèces en rivière diffèrent peu. De façon générale, l'omble de fontaine préfère les habitats en marge des cours d'eau dans des courants relativement faibles tandis que la truite arc-en-ciel préfère les courants plus forts dans les sites plus éloignés de la couverture (révisé dans Fausch 1988). Cependant, dans un tributaire du lac Supérieur, des ombles de fontaine de moins d'un an ont occupés des emplacements caractérisés par des débits inférieur à 20 cm/s et des profondeurs ne dépassant pas 40 cm pendant tout l'été. En juin et en juillet, les emplacements occupés par les truites arc-en-ciel de moins d'un an coïncidaient avec ceux de l'omble de fontaine tandis qu'en août, les truites arc-en-ciel se sont rendues dans des eaux plus rapides (>20 cm/s) (Rose 1986). La plasticité phénotypique des salmonidés quant à la sélection d'habitat sous diverses conditions environnementales (biotiques et abiotiques) rend problématique les comparaisons des études menées dans des régions différentes.

Larson et Moore (1985) ont présenté des évidences montrant que la distribution de l'omble de fontaine a diminué dans le 'Great Smokey Mountains National Park' de concert avec l'expansion de la distribution de la truite arc-en-ciel. La distribution des deux espèces dans les ruisseaux étudiés est associée avec la pente (gradient) du cours d'eau. Avant l'expansion de la truite arc-en-ciel, les ombles se trouvaient dans des ruisseaux de moins de 5% de pente, mais suite à l'expansion de la truite, les ombles se trouvaient seulement dans les ruisseaux de haute altitude, là où la pente excède 15%. La pente des sections de ruisseaux où les deux espèces se trouvent en sympatrie varie entre 12 et 13%. En conséquence, les pentes des cours d'eaux et la température sont probablement les facteurs les plus importants influençant la compétition entre les jeunes stades de vie de l'omble de fontaine et de la truite arc-en-ciel (Fausch 1988).

L'évidence la plus forte que la truite arc-en-ciel pourrait déplacer l'omble de fontaine des cours d'eau par la compétition et/ou la prédation est l'observation que l'abondance de l'omble augmente suite à une réduction de la biomasse de la truite arc-en-ciel (Moore et al. 1983, 1986). Cependant, la nature des mécanismes responsables pour ces observations n'est pas claire et l'évidence présentée dans la littérature scientifique est contradictoire. Larson et Moore (1985) ont présenté des observations suggérant un déplacement de niche

vers des situations moins favorables pour l'omble de fontaine en sympatrie avec la truite arc-en-ciel. En allopatrie, les ombles de fontaine préféraient le courant principal tandis qu'en sympatrie avec la truite arc-en-ciel, ils se déplaçaient vers les zones peu profondes en marge des cours d'eau où les vitesses du courant étaient plus faibles et donc, des territoires d'alimentation moins profitables. Par contre, les expériences menées dans les rivières de Terre Neuve par Cunjak et Green (1983, 1984, 1986) révèlent que l'omble de fontaine occupait les sites en ruisseaux caractérisés par les faibles vitesses de courant adjacentes à la couverture dans des situations allopatriques et sympatriques. Dans la condition de sympatrie, la truite arc-en-ciel occupait les sites caractérisés par les vitesses de courant plus élevées et plus éloignées de la végétation sur les berges offrant de la couverture. Ceci suggère que les deux espèces utilisaient les microhabitats différents et donc démontraient peu de chevauchement dans leurs niches écologiques. De plus, dans les expériences menées en enclos, ces auteurs ont conclu que l'omble de fontaine dominait la truite arc-en-ciel sous les conditions de faibles vitesses de courant. Finalement, ces auteurs ont testé l'effet de la température sur les interactions agonistiques entre les deux espèces. Ils ont conclu que l'omble dominait la truite à des températures plus froides (particulièrement à 13°C) mais aucune des deux espèces ne dominait l'autre à 19°C. Cependant, Fausch (1988) a critiqué le plan d'expérience et les manipulations expérimentales de ces auteurs. Il est donc impossible de résoudre les différentes observations de Cunjak et Green et de Larson et Moore.

Étant donné que la plus grande proportion de la mortalité chez les poissons se passe pendant les premiers mois de vie, la compétition interspécifique lors du premier été de vie pourrait être le mécanisme le plus important pour expliquer les observations de Moore et al. (1983, 1986) soit que la densité de l'omble de fontaine augmente suite à une réduction de la densité de la truite arc-en-ciel. Dans un tributaire du lac Supérieur, des ombles de fontaine de moins d'un an ont, après leur éclosion en avril, crû d'abord à un taux de 0,51 mm/j (Rose 1986); toutefois, après l'apparition des alevins de truite arc-en-ciel en juin, la croissance des jeunes ombles est tombée à 0,05 mm/j. À la fin d'août, le poids moyen des ombles différait peu de celui des truites arc-en-ciel. Les emplacements occupés par les ombles dans les cours d'eau, caractérisés par des débits inférieurs à 20

cm/s et des profondeurs ne dépassant pas 40 cm, n'ont pas changé au cours du premier été. En juin et en juillet, les emplacements occupés par les truites arc-en-ciel de moins d'un an coïncidaient avec ceux de l'omble de fontaine. Cependant, en août, les truites arc-en-ciel se sont rendues dans des eaux plus rapides (>20 cm/s). La composition des proies ingérées par les deux espèces ne différait pas. À la mi-juin, l'écart de taille des proies consommées par les deux espèces se chevauchaient considérablement. Pour l'omble de fontaine, la taille moyenne des proies a augmenté et la quantité ingérée a diminué après la sortie des alevins de la truite arc-en-ciel. La réduction de la croissance au cours du premier été, résultat de la concurrence interspécifique pour l'espace et la nourriture, peut entraîner une mortalité plus élevée pour les jeunes ombles pendant l'hiver à des latitudes élevées et constituer un mécanisme par lequel les ombles de fontaine sont écartées par les truites arc-en-ciel. En appui de cette hypothèse, Habera (1987) et Moore et al. (1983) ont démontré que les effets les plus marqués de la réduction des populations de truite arc-en-ciel par la pêche électrique se faisaient sentir au niveau de la croissance et de la survie du stade 0+ de l'omble de fontaine dans les cours d'eau des Appalaches. De plus, Clark et Rose (1997) ont utilisé des simulations numériques afin de démontrer que la croissance et la survie, dépendante de la densité, ont été plus fortes chez le stade 0+ des ombles de fontaine indigènes.

Strange et Habera (1998) ont mené une étude dans les ruisseaux de l'est du Tennessee entre 1991 et 1995 afin d'évaluer les changements dans la distribution de l'omble de fontaine et de la truite arc-en-ciel par rapport aux observations faites entre 1978 et 1984. La distribution de l'omble de fontaine a reculé vers l'amont dans neuf ruisseaux, a avancé vers l'aval dans huit ruisseaux et est resté inchangée dans huit autres ruisseaux. Ces observations semblent confirmer l'idée que les limites de la distribution des deux espèces en sympatrie fluctuent en amont et en aval, et résultent des interactions complexes des facteurs biotiques et abiotiques (Strange et Habera 1998).

4.1.2. Interaction 2 :

Les interactions entre les adultes de l'omble de fontaine et les juvéniles de la truite arc-en-ciel impliquent surtout la prédation. Il est tout à fait plausible que les ombles adultes

soient capables de manger les jeunes truite arc-en-ciel lors de leur émergence au mois de juin et pendant leur premiers mois de vie. Par contre, les observations selon lesquelles la truite arc-en-ciel prend de l'expansion en dépit de l'omble indigène suggèrent qu'une telle prédation n'est pas écologiquement significative.

4.1.3. Interaction 3 :

Sur la côte du Pacifique, la forme anadrome de la truite arc-en-ciel (steelhead) semble être un équivalent écologique du saumon atlantique. La truite arc-en-ciel possède donc la capacité de concurrencer le saumon atlantique (CNA sous presse). Les premiers stades de vie du saumon atlantique et de la truite arc-en-ciel sont très semblables, en particulier pour ce qui est des habitats préférés, du comportement et de l'alimentation (révisé dans Hearn et Kynard 1986). Ces auteurs ont étudié les interactions entre les juvéniles des deux espèces dans un ruisseau expérimental en laboratoire et dans deux ruisseaux naturels au Vermont. En laboratoire, les essais intraspécifiques ont démontré que les truites arc-en-ciel âgées de 0+ et de 1+ préféraient les zones les plus profondes tandis que les saumons atlantique ont été trouvés dans les seuils (riffles), les remontes (runs) et les mouilles (fosses ou pools). Dans les essais interspécifiques, les saumons âgés de 1+ ont augmenté l'exploitation des seuils en présence de la truite arc-en-ciel du même âge, suggérant des interactions compétitrices. Au niveau du comportement agonistique, les truites arc-en-ciel ont initié 3 à 4 fois plus de comportement agressif que le saumon atlantique à chaque âge. De plus, les truites ont attaqué les saumons âgés d'un an deux fois plus que vice versa. Le plus grand niveau d'agression démontré par les truites d'un an pourrait expliquer leur dominance sur le saumon atlantique dans les fosses. Étant donné que les fosses constituent un habitat important pour les tacons de saumon plus vieux (Gibson 1981), cette concurrence pourrait être néfaste pour la croissance et donc la survie des tacons du saumon atlantique.

Hearn et Kynard (1986) ont également comparé les taux d'émigration de la truite arc-en-ciel de 0+ à partir d'une section de ruisseau témoin (truite arc-en-ciel en allopatrie) avec une section où les jeunes saumon atlantique ont été ajoutés. Deux fois plus de truites 0+ ont émigré de la section témoin que la section avec addition de jeunes saumons atlantique

malgré le fait que la densité totale de salmonidé fut de 20% moindre dans la section témoin. Il semble que la compétition intraspécifique parmi les truites arc-en-ciel sauvages ait été plus importante que la compétition interspécifique avec les saumons Atlantique ensemencés.

Les expériences de Hearn et Kynard (1986) suggèrent que la truite arc-en-ciel est mieux adapté à vivre dans les mouilles et les régions de faible courant que le saumon atlantique. Le plus grand niveau d'agressivité de la truite et sa position plus éloignée du fond fournit un avantage compétitif sur le saumon atlantique dans des habitats de faible vitesse de courant.

Finalement, des résultats préliminaires d'une étude en cours à l'Université de Guelph, Guelph, Ontario indiquent que la croissance des jeunes saumons atlantique en bassin diminue en présence de la truite arc-en-ciel en comparaison avec les saumons élevés en allopatrie (Madame Marie Clément, communication personnelle, Département de zoologie, Université de Guelph). De plus, la croissance de la truite arc-en-ciel a été supérieure en bassin en présence du saumon atlantique en comparaison avec sa croissance en condition monospécifique. Cette observation appuie la conclusion de Hearn et Kynard (1986) que la compétition intraspécifique chez la truite arc-en-ciel est plus importante que la compétition interspécifique avec le saumon atlantique.

En raison de son comportement piscivore, il existe la possibilité que les truites arc-en-ciel âgés de 1+ soient capable de manger les alevins de saumons lors de leur émergence au mois de juin (NASCO 1992). J'ai trouvé aucune démonstration expérimentale à l'appui de cette hypothèse.

4.1.4. Interaction 4:

Il est peu probable qu'il existe des interactions significatives entre les juvéniles de la truite arc-en-ciel en rivière et les adultes du saumon atlantique. La plus grande taille des saumons matures migrant en rivière pendant l'été assure leur dominance sur les jeunes truites plus petites pour l'espace vital. Étant donné que les géniteurs du saumon atlantique

ne s'alimentent pas en rivière, l'activité alimentaire des truites arc-en-ciel juvéniles en rivière ne peut pas être jugée néfaste pour les saumons adultes en migration.

4.1.5. Interaction 5 :

La prédation des truites arc-en-ciel adultes sur les jeunes stades de vie de l'omble de fontaine est probable étant donné le comportement piscivore de la truite. Cette probabilité de prédation est beaucoup plus élevée chez la truite arc-en-ciel résident en eau douce que chez la forme anadrome puisque celle-ci ne s'alimente pas en eau douce. Cependant, je ne connais aucune étude qui a démontré l'importance écologique de la prédation de la truite arc-en-ciel résidente en eau douce sur les jeunes ombles de fontaine.

La forme anadrome de l'omble de fontaine (la truite de mer) quitte le cours d'eau douce au printemps à l'âge d'un ou de deux ans et séjourne dans les estuaires afin de s'alimenter (CIRSA données non-publiées). Les truites arc-en-ciel anadromes exploitent les estuaires sur la côte ouest canadienne où elles s'alimentent sur les crustacées, le hareng et d'autres poissons (Clemens et Wilby 1961). Les jeunes truites de mer pourraient donc représenter une source additionnelle de proies pour la truite arc-en-ciel exploitant les estuaires à proximité des installations d'élevage de la truite arc-en-ciel en mer.

4.1.6. Interaction 6 :

Les interactions entre des truites arc-en-ciel adultes et les adultes de l'omble de fontaine au moment de la fraie sont peu probables. L'omble de fontaine fraie à l'automne lorsque la température de l'eau atteint environ 10°C (Power 1980) tandis que la truite arc-en-ciel fraie à la fin de l'hiver ou au début du printemps à des températures variant entre 10 et 16°C (Scott et Crossman 1974). Il y a donc peu de probabilité de compétition pour les sites de fraie.

4.1.7. Interaction 7.

Il existe la possibilité que les truites arc-en-ciel en condition post-fraie pourraient effectuer une pression de prédation sur les alevins du saumon atlantique si elles se trouvent en présence de l'émergence des alevins du saumon atlantique. Une interaction entre les

truites adultes et les jeunes stades de vie du saumon atlantique pourrait intervenir également au moment de la dévalaison des saumonnetaux aux mois de mai et juin. Les saumonnetaux représentent une concentration de proies intéressante pour n'importe quelle espèce piscivore, telle que la truite arc-en-ciel (section 4.1.5.).

4.1.8. Interaction 8 :

Les interactions entre les géniteurs du saumon atlantique et des truites arc-en-ciel sont jugés peu significatives à cause des dates différentes de frai.

4.1.9. Interactions 9-12 :

L'introduction de la truite arc-en-ciel pourrait modifier la relation écologique entre l'omble de fontaine et le saumon atlantique. Cette modification serait surtout évidente au niveau des jeunes stades de vie. De façon générale, les ombles de fontaine 0+ utilisent préférentiellement les fosses tandis que les saumons atlantique 0+ utilisent surtout les seuils (Gibson 1993; Rodriquez 1995). Ceci suggère l'existence d'une ségrégation interactive (Nilsson 1967) qui diminue les effets néfastes de la compétition entre ces deux espèces qui ont évolué en sympatrie en Amérique du nord. Une étude de Tucker et Rasmussen (1999) a démontré que les tacons du saumon Atlantique ont consommé de la nourriture à un taux deux fois plus élevé que ceux de l'omble de fontaine. Par contre, l'omble de fontaine a démontré une ration de maintien deux fois moindre que celle du saumon et une efficacité de croissance 1,3 fois plus élevée que celle du saumon atlantique. La plus faible efficacité de croissance chez le saumon est probablement due à un taux métabolique plus élevé associé avec un taux d'activité 2,4 fois plus élevé chez le saumon que chez l'omble de fontaine. L'activité élevée chez le saumon est associée avec leur mode d'alimentation (interception de la dérive impliquant des vitesses élevées de natation) et la défense des territoires alimentaires (Tucker et Rasmussen 1999). Mais la stratégie alimentaire du saumon lui permet de maintenir des taux de croissance deux fois plus élevés que chez l'omble de fontaine. Il semble que les ombles de fontaine minimisent leurs coûts d'activité en occupant les sites de faibles vitesses de courant et en pratiquant une alimentation plus opportuniste (les invertébrés terrestres constituent une plus grande composante de leur régime alimentaire) que celle du saumon atlantique. Les

stratégies énergétiques des deux espèces sont donc opposées; l'omble de fontaine maximise son efficacité énergétique en minimisant l'ingestion de nourriture et des dépenses énergétiques tandis que le saumon atlantique maximise l'ingestion de nourriture et les dépenses énergétiques aux dépens de l'efficacité énergétique (Tucker et Rasmussen 1999).

L'introduction de la truite arc-en-ciel pourrait déséquilibrer l'allocation compétitive des ressources alimentaires entre le saumon atlantique et l'omble de fontaine dans les cours d'eau. L'utilisation des habitats de faible courant en marge des cours d'eau par l'omble de fontaine semble être la conséquence de vivre en sympatrie avec soit le saumon atlantique ou la truite arc-en-ciel. En présence des deux espèces, l'omble de fontaine pourrait se trouver encore plus marginalisée qu'en présence de seulement un compétiteur supérieur. De plus, la capacité apparente de la truite arc-en-ciel de concurrencer le saumon atlantique pourrait gêner la stratégie énergétique du saumon atlantique conduisant à une compétition accrue entre le saumon et l'omble de fontaine. Finalement, les ressources alimentaires en rivière ne sont pas limitées. Dans une étude menée dans des tributaires de la rivière Ste-Marguerite, Tucker et al. (soumis) ont démontré que dans un tributaire l'omble de fontaine et le saumon atlantique consommaient 67% de la production d'invertébrés annuelle disponible. Dans un autre tributaire, le saumon, l'omble de fontaine et une espèce de cyprinidé (*Rhinichthys cataractae*) consommaient 65% de la production d'invertébrés annuelle disponible. Ces estimés sont inférieurs à ceux rapportés par d'autres auteurs pour des densités semblables de salmonidés. L'introduction d'une troisième espèce exploitant les mêmes ressources alimentaires entraînerait nécessairement une diminution de la part des ressources disponibles à chacune des espèces indigènes.

4.2 Les risques écologiques indirectes :

4.2.1. Les modifications d'habitat

Quoique le saumon atlantique fraye à l'automne et la truite arc-en-ciel fraye à la fin de l'hiver ou au début de printemps, les deux espèces frayent sur un fond de gravier grossier dans les eaux peu profondes s'écoulant rapidement à la sortie des fosses. Vu cette

préférence pour leur habitat de frai, la possibilité existe que les grandes truites arc-en-ciel anadromes pourraient couvrir les nids de saumon atlantique au printemps et nuire au développement des alevins de saumons. Scott (1998) signale cette possibilité comme facteur responsable pour le déclin du saumon atlantique dans le lac Te Anau de la Nouvelle Zélande. Cependant, je n'ai trouvé aucune étude qui a quantifié la mortalité chez les œufs du saumon atlantique en fonction de l'activité des truites arc-en-ciel adultes.

La culture intensive des salmonidés en cages produit des quantités importantes de déchets organiques (Cars 1990). Jusqu'à 30% de la nourriture fournie aux truites arc-en-ciel en cage passe à travers les cages sans être ingérée par les truites. De plus, 25-30% du poids sec de la nourriture ingérée par la truite est excrété comme fèces. Il est estimé que la production de 1000 tonnes de saumon atlantique engendre jusqu'à un total de 1080 tonnes de déchets organiques (Stewart 1997). Ces déchets organiques pourraient avoir des impacts importants sur les habitats littoraux des espèces de poissons indigènes aussi bien que sur les poissons élevés en captivité. Toutes conditions environnementales qui augmentent le niveau de stress des poissons en captivité pourraient gêner la croissance et la résistance de ces poissons à la maladie (voir 4.2.2.). Stewart (1997) propose que toute analyse du problème devrait impliquer au moins trois échelles spatiales; (1) des impacts internes (effets au niveau des poissons en culture), (2) des impacts locaux (effets au niveau des habitats voisins des cages de culture) et (3) les impacts régionaux (effets au niveau de la baie ou de l'anse).

Un apport excessif de sels azotés et phosphorés par les rivières et des rejets organiques peut déclencher la multiplication excessive du phytoplancton. Dans des zones confinées, une surproduction de biomasse phytoplanctonique conduit à un phénomène d'eutrophisation et la possibilité de la désoxygénation de l'eau. Dans une anse de la baie de Fundy au Nouveau Brunswick, qui était un site de culture intensive du saumon atlantique, les eaux ont été enrichies et la communauté d'organismes benthiques modifiée par rapport aux régions où la culture du saumon a été moins intensive ou absente (Whoriskey 2000).

La multiplication excessive de phytoplancton augmente la probabilité de la production des algues toxiques qui sont nuisibles pour tout l'environnement. Les eaux côtières qui reçoivent des déchets organiques sont chargées de substances nutritives propices à la croissance d'algues anodines, mais aussi d'algues toxiques : 'si vous engraissez votre gazon, il poussera mieux... et les pissenlits aussi' (Gentien 1998). Au Nouveau-Brunswick, l'abondance d'une espèce nuisible de phytoplancton marin a augmenté dans les environs des installations aquicoles du saumon atlantique (Whoriskey 2000).

Le statut trophique estival de la baie des Chaleurs correspond à une situation mésotrophe, caractérisée par un réseau alimentaire intermédiaire entre des situations typiquement oligotrophes et eutrophes (Mingelbier 1995). Une augmentation de substances propices à la productivité primaire pourrait donc modifier le statut trophique d'au moins une partie de la baie. La circulation moyenne le long de la côte nord de la baie est orientée vers l'ouest en été et s'inverse tôt en automne seulement dans la moitié extérieure de la baie (Bonardelli et al. 1993). Il existe un patron cyclonique de circulation au large de Carleton qui pourrait être maintenu en été et en automne par la décharge des rivières Grande et Petite Cascapédia sur la côte Québécoise de la baie et par la décharge des rivières Restigouche, Matapédia et Nouvelle le long de la côte sud de la baie (Bonardelli et al. 1993). Quoique spéculatif, un apport supplémentaire de sels nutritifs provenant d'une culture intensive de la truite arc-en-ciel le long de la côte nord de la baie pourrait modifier la production primaire et secondaire dans les panaches des rivières situées à la tête de la baie. Une pareille modification pourrait affecter de façon négative les cycles vitaux de tous les organismes exploitant cette région de la baie, y compris les saumonneaux et la forme anadrome de l'omble de fontaine. Des estimés d'apport en sels azotés et phosphorés créés par une culture intensive de salmonidés seront nécessaires afin d'évaluer le risque d'une éventuelle eutrophisation des eaux à la tête de la baie des Chaleurs et le risque concomitant de favoriser la croissance des algues nuisibles.

4.2.2. La santé

L'introduction des salmonidés non-indigènes pourrait être accompagnée par l'introduction de parasites et de pathogènes dans des populations de salmonidés indigènes

(Kreuger et May 1991). La transmission des maladies vers les populations sauvages à partir des poissons élevés pour les fins de production aquicole est tout à fait probable (Barinaga 1990). La furunculose classique, causée par la bactérie *Aeromonas salmonicida*, a été découverte dans une pisciculture en Norvège pour la première fois en 1964 suite à l'importation des truites arc-en-ciel en provenance du Danemark (Johnsen et Jensen 1994). La maladie a été extirpée dans les piscicultures en 1969 mais a été retrouvée dans les piscicultures marines en 1985 suite à l'importation de saumonnetaux de l'Écosse (Johnsen et Jensen 1994). À la fin de 1992, 550 piscicultures ont été infectées. De façon concurrentielle, la maladie s'est dispersée dans les populations sauvages, atteignant 22 % en 1989 et 74 % en 1992 (Johnsen et Jensen 1994). La dispersion rapide de la maladie a été associée aux échappements accidentels de poissons d'élevage en cage, le transport des poissons entre les piscicultures et les migrations des poissons sauvages en mer (Johnsen et Jensen 1994). Dans l'état du Wyoming aux États-Unis, la maladie bactérienne des reins (bacterial kidney disease :BKD) a été transmise aux populations naturalisées de la truite arc-en-ciel, de la truite brune et de l'omble de fontaine à partir des truites élevées en captivité pour les programmes d'ensemencement (Mitchum et al. 1979). La maladie IHNV (Infectious Hematopoietic Necrosis Virus) a été introduite à partir d'Alaska via une expédition d'œufs du saumon nerka (sockeye; *O. nerka*) à une pisciculture de l'île de Hokaido au Japon. Subséquemment, la maladie s'est dispersée aux populations sauvages et cultivées à travers le pays (Rohovec et al. 1988).

L'introduction de poissons d'élevage malades en milieux naturels ne résulte pas toujours dans la transmission de la maladie aux populations sauvages. Dans deux études, la transmission de maladies aux populations sauvages résidentes de l'omble de fontaine occasionnée par les ensemencements de l'omble de fontaine infecté de façon expérimentale avec le BKD et la furunculose a été minimale. Deux autres études impliquant l'omble de fontaine et le saumon atlantique infecté par le IPNC (Infectious Pancreatic Necrosis Virus) et le BKD, respectivement, ont démontré peu de transmission de ces maladies aux populations sauvages résidentes (révisé dans Kreuger et May 1991).

Les mécanismes de transmission des maladies entre les poissons cultivés et les populations de poissons indigènes résidentes sont peu étudiés. Dans une proposition de recherche présentée au gouvernement fédéral canadien pour la création d'un centre d'excellence, Iwama (1998) a identifié cinq questions d'importance majeure dans la compréhension de la transmission des maladies entre des poissons cultivés et des poissons sauvages; (1) est-ce que la transmission des maladies est bi-directionnelle, (2) quels sont les mécanismes de transmissions (via le tractus digestif, par exemple), (3) est-ce que les poissons élevés en captivité diffèrent dans leurs caractéristiques de transmission en comparaison avec les poissons sauvages, (4) est-ce qu'il y a des différences dans la susceptibilité aux maladies entre les différentes espèces de salmonidés et entre les poissons cultivés et sauvages, (5) est-ce qu'il y a des différences dans le potentiel de transmission des maladies entre ces espèces. Ces questions illustrent clairement l'ampleur des connaissances à acquérir afin de répondre aux questions les plus fondamentales quant au potentiel de transmission des maladies associé à l'élevage des salmonidés en milieu naturel. Dans la nature, une variété de facteurs environnementaux pourraient compromettre le système immunitaire, déclenchant des épidémies. En captivité, le stress associé avec la manipulation des poissons pourrait également compromettre le système immunitaire (Balm 1997). Parmi les salmonidés, le nombre de maladies associées avec des parasites, des bactéries et des virus est énorme. Sano (1995) a identifié plus de 20 virus, maladies virales et conditions pathologiques trouvés chez les salmonidés. La possibilité de transmission de ces maladies entre des poissons cultivés et des poissons sauvages n'est pas connue dans la plupart des cas. Dans un cas, le saumon atlantique est susceptible à la maladie EHN (Epizootic Hematopoietic Necrosis), une infection de la truite arc-en-ciel trouvée en Australie (Langdon et al. 1988).

Dans une recherche bibliographique du Cambridge Scientific Abstracts, j'ai trouvé 212 articles publiés depuis 1985 traitant de l'incidence et de la biologie des parasites associés avec la culture des salmonidés à l'échelle globale. Quelques exemples suffisent pour démontrer l'ampleur du problème. *Paramoeba pemaquidensis* est la cause d'une infection amibienne sévère des branchies du saumon coho (*O. kisutch*) élevé en cage dans l'état de Washington. Une amibe semblable, peut-être identique, occasionne des pertes

dévastatrices en Tasmanie chez la truite arc-en-ciel et le saumon atlantique élevés en cages en mer (Kent et Margolis 1995). En Angleterre, une étude sur la distribution d'un parasite microsporidien, *Loma salmonae*, a indiqué que le parasite fut introduit dans des populations de salmonidés de la rivière Itchen via la truite arc-en-ciel d'une pisciculture originalement stocké avec de la truite arc-en-ciel en provenance de la Californie (Poynton 1986). En Écosse, l'impact des infestations d'un copépode ectoparasitique (*Lepeophtheirus salmonis*; sea lice ou les poux de mer) associé avec la culture en cage du saumon atlantique est peut-être responsable pour le déclin des stocks sauvages de la truite de mer (*Salmo trutta*). Une analyse génétique des poux de mer prélevés chez des truites de mer pêchées sur la côte ouest écossaise a fourni l'évidence que l'origine des infestations se trouve en partie dans les cages d'élevage du saumon atlantique (Todd et al. 1997).

Les installations aquicoles en zones côtières chevauchent les voies migratoires des salmonidés en transit entre la mer et les rivières. Ces cages ont le potentiel d'agir comme des incubateurs de pathogènes (Bakke et Harris 1998). L'accumulation des déchets organiques sous les cages peut mener à l'enrichissement des sédiments de fond et à l'anoxie. Ces conditions favorisent la croissance des vers tubificides qui servent d'hôtes intermédiaires pour les myxozoanes. La maladie PKD (Proliferative Kidney Disease) est causée par un myxozoane non-identifié. La majorité des salmonidés cultivées en eau douce est affectée par le PKD (Bakke et Harris 1998).

5.0 Les risques génétiques :

5.1 Les risques indirects

Le déclin en nombre d'individus composant des populations d'espèces indigènes suite à l'introduction d'une espèce exotique pourrait occasionner des changements au niveau des pools géniques des espèces indigènes et la perte de la diversité génétique (Kreuger et May 1991, Gross 1998). La diversité génétique d'une espèce fournit l'architecture nécessaire à l'adaptation et donc à la survie d'une espèce (Nielson 1998). La diversité génétique d'une espèce est réduite lorsqu'une population génétiquement distincte disparaît ou lorsque la 'taille effective' d'une population diminue. La taille effective

d'une population est égale à la taille réelle d'une population seulement dans le cas où la probabilité de produire des rejetons est égale pour tous les membres de la population (Smith 1989). Étant donné que ceci est rarement le cas, la taille effective d'une population est généralement inférieure à la taille réelle d'une population. Une réduction de la taille effective augmente les taux de dérive génétique et la consanguinité qui change les fréquences alléliques. Ces changements occasionnent des augmentations stochastiques des allèles défavorables au sein d'une population, réduisant ainsi sa capacité à s'adapter (Kreuger et May 1991). Une conséquence importante d'une perte de diversité génétique est l'augmentation de la susceptibilité aux maladies infectieuses chez les espèces subissant un rétrécissement sévère de leurs populations (O'Brien et Everman 1988).

Depuis 40 ans les généticiens soulignent l'importance de préserver les populations locales de poissons (Allendorf 1995). Selon la politique de l'acte des espèces menacées des États-Unis, une population (ou un groupe de populations) de poissons peut être protégée si elle représente une unité suffisamment isolée au niveau reproductif pour permettre l'établissement de différences évolutives significatives entre les groupes et représente une composante importante de l'héritage évolutif de l'espèce (Waples 1995).

Il y a des évidences que l'omble de fontaine et le saumon atlantique au Québec sont composés de nombreuses populations génétiquement distinctes. L'étude de Hébert (1999) sur 24 populations de l'omble de fontaine dans les parcs Forillon, Fundy et Kouchibouguac a démontré que chacun des 24 échantillons représentait une population génétiquement distincte. Dans le parc Forillon, la différenciation génétique entre des populations provenant d'une même rivière a été plus marquée que la différenciation génétique entre des populations provenant de différentes rivières (Hébert 1999). De façon semblable, une différenciation génétique des populations de saumon atlantique à l'intérieur d'une même rivière a été démontrée par Garant et al. (2000), bien que la différenciation génétique des populations de saumons Atlantiques provenant de différentes rivières québécoises soit plus importante (Fontaine et al. 1997). Ces auteurs proposent qu'à l'intérieur de chaque rivière, les populations de chaque espèce forment une métapopulation constituée de petites populations reliées par un flux génique. Il a été

démonstré qu'une telle métapopulation était susceptible d'entretenir une plus grande diversité génétique qu'une seule population de taille équivalente et non-subdivisée (Kimura et Crow 1963). Les réductions en taille des populations ou leur perte occasionnées par l'introduction d'une espèce exotique pourraient compromettre la métapopulation et mener à la réduction de la diversité génétique des espèces indigènes.

6.0 Conclusions

6.0.1. Les risques écologiques directs

	Truite, stade 1	Truite, stade 2	Ombre, stade 1	Ombre, Stade 2	Saumon, Stade 1	Saumon, Stade 2
Truite, Stade 1	-	intra	Sig**	NS	Sig*	NS
Truite, Stade 2		-	P	NS	P	NS
Ombre, Stade 1			-	intra	P	?
Ombre, Stade 2				-	?	?
Saumon, Stade 1					-	intra
Saumon, Stade 2						-

*Tableau 2. Évaluation de la probabilité d'interaction écologiquement significative au niveau des douze interactions possibles entre les deux stades vie de la truite arc-en-ciel, de l'omble de fontaine et du saumon Atlantique. Intra : les interactions intraspécifiques qui ne sont pas traitées dans le présent avis; S**- interaction jugée très significative selon des observations in situ et des manipulations expérimentales; S*- interaction jugée significative selon des manipulations expérimentales; P- interaction jugée probable selon la biologie des espèces (aucune démonstration directe); NS- interaction jugée non-significative selon la biologie des espèces (aucune démonstration directe); ?- interaction impossible à évaluer.*

6.0.1.1. La compétition interspécifique :

Il existe suffisamment d'information pour conclure que la probabilité d'un impact négatif sur l'omble de fontaine suite à une introduction de populations fertiles de la truite arc-en-ciel dans des rivières de la Gaspésie est significatif (Tableau 2, S**). Les observations faites dans des cours d'eau des Appalaches, de l'Ontario et du Vermont suggèrent qu'il

existe une compétition entre les jeunes stades de vie des deux espèces qui pourrait mener à une réduction de l'abondance de l'omble de fontaine et de la perte de populations locales dans les cours d'eau de pente de moins que 15%.

Peu d'évidence existe démontrant un impact négatif sur les populations du saumon atlantique d'une introduction des populations fertiles de la truite arc-en-ciel. Les quelques études menées jusqu'à maintenant suggèrent que la truite arc-en-ciel est capable de concurrencer le saumon atlantique pendant les jeunes stades de vie (Tableau 2; S*). Cependant, les études citées dans la section 4.1.3. ont été menées avec les saumons élevés en pisciculture dans le but de restaurer des populations de saumon atlantique là où elles sont éteintes ou menacées. L'application de ces résultats aux systèmes où les saumons atlantique sont présents en état naturel est problématique. Cependant, l'absence d'information pertinente n'est pas une raison de conclure que l'introduction de la truite arc-en-ciel est sans risques écologiques pour le saumon atlantique des rivières de la Gaspésie. Il est jugé essentiel de mener des études dans des rivières québécoises où il existe des populations de truite arc-en-ciel en sympatrie avec le saumon atlantique. Les programmes de pêche sélectifs visant la réduction des populations de la truite arc-en-ciel combiné avec un suivi de l'abondance du saumon atlantique pourraient indiquer si la compétition entre les deux espèces est écologiquement significative pour le saumon atlantique. Étant donné la situation plutôt précaire du saumon atlantique dans les rivières de la Gaspésie, toute possibilité d'introduction des populations fertiles de la truite arc-en-ciel devrait être écartée avant qu'une évaluation de l'importance écologique de la compétition entre les deux espèces soit complétée.

Le plupart des études citées dans le présent avis considèrent uniquement des interactions entre une espèce de salmonidé indigène et une espèce introduite. Dans le cas d'une introduction de la truite arc-en-ciel dans des rivières de la Gaspésie, les interactions écologiques impliqueront trois espèces de salmonidé, deux indigènes et une exotique. L'introduction d'une troisième espèce exploitant les mêmes ressources alimentaires entraînerait nécessairement une diminution de la part des ressources disponible à chacune

des espèces, augmentant ainsi la compétition entre les deux espèces indigènes surtout au niveau des jeunes stades de vie (Tableau 2, P).

6.0.1.2. La prédation interspécifique

La truite arc-en-ciel est un piscivore et la probabilité d'un impact négatif sur l'omble de fontaine et le saumon atlantique par la truite arc-en-ciel est jugée significative (Tableau 2, P). Cette prédation pourrait se manifester à plusieurs stades de vie des deux espèces indigènes ; (a) la truite arc-en-ciel qui réussit à établir des populations en rivière pourrait consommer les jeunes de l'année des deux espèces indigènes. (b) La truite arc-en-ciel anadrome exploite les estuaires qui servent de nourricière pour une diversité de poissons. Les jeunes truites de mer (omble de fontaine) et les saumonnettes en dévalaison au printemps représentent une source non-négligeable de proies pour un grand piscivore tel que la truite arc-en-ciel (fertile ou stérile) exploitant les estuaires à proximité des installations d'élevage en mer. La tendance dans l'industrie aquicole de produire les grosses truites arc-en-ciel (1 à 4 kg) pour la production des filets de poissons (Hynes 1997) augmente davantage la probabilité de cette prédation en cas d'échappement accidentel.

6.0.2. Les risques écologiques indirects

6.0.2.1. L'habitat

Etant donné que la truite arc-en-ciel et le saumon atlantique frayent tous les deux sur un fond de gravier grossier, les grandes truites arc-en-ciel frayant au printemps pourraient couvrir les nids du saumon atlantique et nuire au développement des alevins du saumon. L'évidence en faveur de cette possibilité semble être surtout sous forme d'anecdotes.

Etant donné que la culture en cages produit des quantités importantes de déchets organiques dans les zones littorales qui chevauchent les voies migratoires du saumon atlantique et de l'omble de fontaine anadrome, la possibilité d'eutrophisation et la croissance des algues nuisibles dans des eaux jugées mésotrophes est non-négligeable. De plus, la circulation de la baie des Chaleurs pourrait favoriser la rétention des eaux enrichies à la tête de la baie à proximité des embouchures de plusieurs rivières à saumon.

Des estimés d'apport en sels azotés et phosphorés créés par une culture intensive de la truite arc-en-ciel seront nécessaires afin d'évaluer le risque d'une éventuelle eutrophisation des eaux à la tête de la baie des Chaleurs et le risque concomitant de favoriser la croissance des algues nuisibles. Étant donné que les systèmes de production de la truite arc-en-ciel devraient augmenter leur capacité à un minimum de production de 1000 tonnes afin de bénéficier des économies d'échelle (Hynes 1997), l'apport des sels nutritifs pourrait être significatif.

6.0.2.2. La santé

Il y a amplement d'évidence démontrant que la probabilité d'introduction de parasites et de pathogènes dans des populations de salmonidés indigènes à partir des salmonidés non-indigènes est élevée. Nombreuses sont les connaissances à acquérir afin de répondre aux questions les plus fondamentales quant au potentiel de transmission des maladies associées avec l'élevage des salmonidés en milieu naturel. Les installations aquicoles en zones côtières, chevauchant les voies migratoires des salmonidés en transit entre la mer et les rivières, ont le potentiel d'agir comme des véritables incubateurs de pathogènes. Le problème des parasites et des maladies dans la production marine du saumon atlantique est jugé très sérieux et pourrait avoir des conséquences graves pour les populations sauvages du saumon atlantique (Whoriskey 2000). L'étude des maladies dans les populations sauvages de salmonidés est à ses débuts (Bakke et Harris 1998). Face aux nombreux exemples d'épidémie chez les populations cultivées, la transmission de maladies aux populations sauvages et notre ignorance concernant la nature et la propagation des épidémies chez les populations sauvages, la culture intensive de salmonidé dans les installations non-confinées en mer est pleine de risques, mais la probabilité que ces risques se réalisent est difficile à évaluer avec précision.

6.0.3. Les risques génétiques :

6.0.3.1. Les risques indirects

La perte ou la réduction en taille des populations de salmonidés indigènes pourrait occasionner une réduction de la diversité génétique réduisant ainsi la capacité des espèces indigènes à s'adapter. L'augmentation de la susceptibilité aux maladies infectieuses

occasionnée par une réduction de la diversité génétique est particulièrement problématique dans le contexte actuel. Cependant, il est difficile d'évaluer la probabilité d'une telle éventualité sans connaître le niveau de réduction dans la taille réelle des populations de salmonidés indigènes occasionnée par les interactions écologiques résultant d'une introduction de la truite arc-en-ciel. Étant donné l'évidence que le saumon atlantique et l'omble de fontaine sont subdivisés en de nombreuses petites populations, le risque de réduction ou de perte de population de salmonidés indigène est jugé élevé dans le cas où les interactions avec la truite arc-en-ciel sont écologiquement significatives.

7.0 Avis

L'étude des nombreux mécanismes qui peuvent influencer la structure des communautés animales représente un des domaines les plus controversés en écologie animale. En particulier, le rôle de la prédation et de la compétition dans la structuration des communautés animales est particulièrement difficile à quantifier. La nature des interactions entre les facteurs abiotiques et biotiques, qui varient dans le temps et l'espace, est difficile à quantifier et encore plus difficile à prédire. Chaque combinaison d'espèces et chaque contexte environnemental est unique. En conséquence, les impacts écologiques d'une introduction de nouvelles espèces dans les écosystèmes sont difficiles à prédire avec certitude en l'absence d'expériences contrôlées dans les situations écologiques en cause. Étant donné que l'introduction d'une espèce exotique uniquement pour les fins d'expérimentation crée des situations pleines de danger, nous sommes obligés d'évaluer des évidences obtenues ailleurs dans des situations écologiques qui sont inévitablement différentes. En absence d'évidence directe, nous ne pouvons jamais conclure qu'il n'y aura pas d'effets néfastes de l'introduction d'une espèce exotique. En absence d'évidence directe, nous sommes obligés d'évaluer la biologie des espèces en cause et toutes autres observations jugées pertinentes afin de juger au meilleur de nos connaissances le potentiel d'effets néfastes. Dans cet esprit, j'en arrive aux conclusions suivantes :

- Etant donné que les pratiques actuelles d'élevage de la truite arc-en-ciel en mer comportent la quasi certitude d'échappement de poissons domestiqués dans l'environnement,
- Etant donné que la réalité des pressions d'ordre économique met en doute la rentabilité de la culture des poissons stériles,
- Etant donné la capacité biologique de la truite arc-en-ciel dite anadrome à fonder des populations dans les habitats de l'omble de fontaine et du saumon atlantique,
- Etant donné la capacité documentée de la truite arc-en-ciel introduite de déplacer des populations d'omble de fontaine indigènes dans des cours d'eau,
- Etant donné la capacité documentée des juvéniles de la truite arc-en-ciel de concurrencer les juvéniles du saumon atlantique et de l'omble de fontaine,
- Etant donné la probabilité élevée que les adultes de la truite arc-en-ciel soient capable d'exercer une pression de prédation sur les juvéniles de saumon atlantique et d'omble de fontaine en eau douce et en estuaire,
- Etant donné que la culture intensive de la truite arc-en-ciel pourrait contribuer à un enrichissement en sels nutritifs des estuaires situés à la tête de la baie des Chaleurs,
- Etant donné que l'introduction de parasites et de pathogènes dans des populations de salmonidés indigènes à partir des salmonidés non-indigènes est probable, Etant donné que la réduction significative dans la taille des populations de salmonidés indigènes pourrait occasionner une perte de diversité génétique chez ces derniers,

J'en conclus que les risques pour les populations du saumon atlantique et de l'omble de fontaine associés avec l'introduction de la culture en cage de la truite arc-en-ciel sont suffisamment élevés pour exiger une étude d'impact approfondie et des recherches supplémentaires afin de mieux évaluer les probabilités des effets néfastes de l'implantation d'une industrie aquicole dans la baie des Chaleurs. En l'absence de preuves contraires, l'ensemble des risques associés avec la culture en cage de la truite arc-en-ciel dans la baie des Chaleurs est jugé trop grand pour justifier ce type de projet.

8.0 Références

Allendorf FW 1995. Genetics; defining the units of conservation. In Evolution and the aquatic ecosystem : defining unique units in population conservation. Ed. J. Nielson. American Fisheries Society Symposium 17 : 247-248.

Bakke TA, Harris PD 1998. Diseases and parasites in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (Suppl. 1) : 247-266.

Balm PHM 1997. Immune-endocrine interactions. In Fish stress and health in aquaculture. Iwama G, Pickering AD, Sumpter JP, Schreck CB, eds. Society for Experimental Biology, Seminar Series No 62, pg. 195-222.

Barnhart RA 1991. Steelhead (*Onchorynchus mykiss*). In J. Stolz J. Schnell eds. Trout. Stackpole Books, Pennsylvania, U.S.A. . Pp. 324-336.

Barinaga M 1990. Fish, money and science in Puget Sound. Science 247 : 631.

Bonardelli JC, Himmelman JH, Drinkwater K 1993. Current variability and upwelling along the north shore of Baie des Chaleurs. Atmosphere-Ocean 31 : 541-565.

Cars DN 1990. Concentrations of wild and escaped fishes immediately adjacent to fish farm cages. Aquaculture 90 : 29-40.

CNA : Commission nord Américaine (sous presse). Rapport du comité scientifique d'examen des mémoires reçus au sujet des modifications proposées en 1998 aux protocoles de la CNA en matière d'introduction et de transport de salmonidés.

Clark ME, Rose KA 1997. An individual-based modeling analysis of management strategies for enhancing brook trout populations in southern Appalachian streams North American Journal of Fisheries Management 17 : 54-76.

Clemens WA, Wilby GV 1961. Fishes of the Pacific Coast of Canada. Fisheries Research Board of Canada, Bull.68.

Cunjak RA, Green JM 1983. Habitat utilisation by brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Canadian Journal of Zoology 61 : 1214-1219.

Cunjak RA, Green JM 1984. Species dominance by brook trout and rainbow trout in a simulated stream environment. Transactions of the American Fisheries Society 113 : 737-743.

Cunjak RA Green JM 1986. Influence of water temperature on behavioral interactions between juvenile brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Canadian Journal of Zoology 64 :1288-1291.

Cunjak RA, Prowse TD, Parrish DL 1998. Atlantic salmon in winter : ‘the season of parr discontent’?. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (Suppl. 1) : 161-180.

Fausch KD 1988. Tests of competition between native and introduced salmonids in streams : what have we learned? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45 : 2238-2246.

Fontaine PM, Dodson JJ, Bernatchez L, Slettan A 1997. A genetic test of metapopulation structure in Atlantic salmon (*Salmo salar*) using microsatellites. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54 : 2434-2442.

Garant D, Dodson JJ, Bernatchez L 2000. Ecological determinants and temporal stability of within-river population structure in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) Molecular Ecology.

Gausen D, 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 48 : 426-428.

Gibson RJ 1981. Behavioural interactions between coho salmon (*Onchorynchus kisutch*), Atlantic salmon (*Salmo salar*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and steelhead trout (*Salmo gairdnerii*), at the juvenile fluvial stages Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1209 : 116 pp.

Gibson RJ 1993. The Atlantic salmon in fresh water : spawning, rearing and production. Reviews in Fish Biology and Fisheries 3 : 39-73.

Gentien P 1998. Les algues marines toxiques. Pour La Science (dossier hors-série, Octobre 1998) : 124-130.

Gross MR 1998. One species with two biologies : Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild and in aquaculture. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (Suppl. 1) : 131-144.

Hearn WE Kynard BE 1986. Habitat utilization and behavioural interactions of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in tributaries of the White R. Vermont. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43 : 1988-1998

Hébert C 1999. Influence de la structure hydrographique de l'habitat sur la structure génétique des populations d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) de trois parcs nationaux de l'est du Canada. Mémoire de maîtrise, Département de biologie, Université Laval, Québec.

Hynes J 1997. Rainbow trout production in Canada. Bulletin of the Aquaculture Society of Canada 97 (4) : 10-14.

IUCN (International Union Conservation of Nature 1997. Conserving vitality and diversity. *In* Proceedings of the world conservation congress workshop on alien invasive species. *Compiled by* CDA Rubec & GO Lee. Published in partnership with the IUCN Species Survival Commission and the North American Wetlands Conservation Council (Canada). Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario 96 p.

Iwama G (1998). pp. 96-99. In. (Gross M, Dodson J, Hutchings G, Iwama G (Principal Investigators)). Fisheries Network Proposal. Department of Zoology, University of Toronto, Toronto, Ontario.

Johnsen BO, Jensen AJ 1994. The spread of furunculosis in salmonids in Norwegian rivers. *Journal of Fish Biology* 45 : 47-55.

Jonsson B Jonsson N 1993. Partial migration : niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3 :348-365.

Kent ML, Margolis L. 1995. Parasitic protozoa of seawater-reared salmonids. *Aquaculture Magazine* 21(3) : 64-74.

Kimura M, Crow JF 1963. On the maximum avoidance of inbreeding. *Genetic Research* 4 : 399-415.

Kreuger CC, May B 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (Suppl. 1) :66-77.

Kreuger CC, Menzel BW 1979. Effects of stocking on genetics of wild brook trout populations. *Transactions of the American Fisheries Society* 108 : 277-287.

Langdon JS, Humphrey JD, Williams LM 1988. Outbreaks of EHN-like iridovirus in cultured rainbow trout in Australia. *Journal of Fish Diseases* 11 : 93-96.

Lassuy DR 1995. Introduced species as a factor in extinction and endangerment of native fish species. American Fisheries Society Symposium 15 : 391-396.

Larson GL, Moore SE 1985. Encroachment of exotic rainbow trout into stream populations of native brook trout in the southern Appalachian mountains. Transactions of the American Fisheries Society 114 : 195-203.

Lough M, Law B, Lewis B, McCulloch M 1997. The occurrence of Atlantic salmon in coastal streams of southern British Columbia during 1996. *Report for British Columbia Conservation Foundation Project 712048*. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks, Fisheries Branch, Nanaimo, B.C.

Mingelbier M. 1995. Contrôle de la taille du phytoplancton marin dans des eaux côtières tempérées (Baie des Chaleurs, Golfe du Saint-Laurent). Thèse de doctorat, Département de biologie, Université Laval.

Mitchum DL, Sherman LE, Baxter GT 1979. Bacterial kidney disease in feral populations of brook trout, brown trout and rainbow trout. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 36 : 1370-1376.

Moore SE, Ridley B, Larson GL 1983. Standing crops of brook trout concurrent with removal of rainbow trout from selected streams in Great Smokey Mountains National Park. North American Journal of Fisheries Management 3 :72-80.

Moore SE, Ridley B, Larson GL 1986. Population control of exotic rainbow trout in streams of a natural park area. Environmental Management 2 : 215-219.

Nilson NA 1967. The role of size-biased predation in competition and interactive segregation in fish. *In Ecology of freshwater fish production ed. SD Gerking Halstead Press, John Wiley and Sons, Toronto. Pp.303-325.*

Nielson JL 1998. Population genetics and the conservation and management of Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (suppl. 1) : 145-152.

NASCO 1992. Protocols for the introduction and transfer of salmonids. North American Commission, North Atlantic Salmon Conservation Organization, NAC (92) 24.

O'Brien SJ, Everman JF 1988. Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. *Trends in Ecology and Evolution* 3 : 254-259.

Power G 1980. The brook charr, *Salvelinus fontinalis*. In EK Balon ed Charrs, Salmonid fishes of the genus *Salvelinus*. W. Junk publishers, The Hague, The Netherlands. Pp 141-204.

Poynton SL 1986. Distribution of the flagellate *Hexamita salmonis* and the microsporidian *Loma salmonae* in brown trout and rainbow trout in the River Itchen (U.K.) and three of its fish farms. *Journal of Fish Biology* 29 : 417-429.

Rodriguez M 1995. Habitat specific estimates of competition in stream salmonids : a field test of the isodar model of habitat selection. *Evolutionary Ecology* 9 : 169-184.

Rohovec JS, Winton JR, Fryer JL 1988. Potential hazards for spread of infectious disease by transplantation of fish. Pp 171-175. In WJ McNeil (ed). *Salmon production, management and allocation: biological, economic and policy issues*. Oregon State University Press, Corvallis, Oregon

Rose, G.A. 1986. Growth decline in subyearling Brook trout (*Salvelinus fontinalis*) after emergence of rainbow trout. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43 : 187-193.

Sano T 1995. Viruses and viral diseases of salmonids. *Aquaculture* 132 : 43-52.

Scott D 1998. The Atlantic salmon in New Zealand. The Salmon Net, Magazine of the Salmon Net Fishing Association of Scotland 29 : 19-23.

Scott WB, Crossman EJ 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin 184, Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Environnement Canada. 1025 p.

Smith JM 1989. Evolutionary genetics. Oxford University Press.

Smith RH. 1991. Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). In J Stolz & J Schnell eds Trout. Stackpole Books, Pennsylvania, USA. Pp. 304-323.

Stewart JE, 1997. Environmental impacts of aquaculture. World Aquaculture, March, 1997 : 47-52.

Strange RJ, Habera JW 1998. No net loss of brook trout distribution in areas of sympatry with rainbow trout in Tennessee streams. Transactions of the American Fisheries Society 127 : 434-440.

Todd CD, Walker AM, Wolff K, Northcott SJ, Walker AF, Ritchie MG, Hoskins R. Abbott RJ, Hazon N 1997. Genetic differentiation of populations of the copepod sea louse *Lepeophtheirus salmonis* (Kroyer) ectoparasitic on wild and farmed salmonids around the coasts of Scotland : evidence from RAPD markers. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 210 : 251-274.

Tucker S, Rasmussen JB 1999. Using ^{137}Cs to measure and compare bioenergetic budgets of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the field. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56 : 875-887.

Tucker S, Rasmussen JB Weng Z, Mookerji N, Mazumder A (manuscrit). The link between food exploitation rates by stream salmonids, invertebrate production and food availability- revisiting the Allen paradox. Soumis à Limnology and Oceanography.

Waples RS 1995. Evolutionary significant units and the conservation of biological diversity under the endangered species act. *In* Evolution and the aquatic ecosystem : defining unique units in population conservation. *Ed.* J. Nielson. American Fisheries Society Symposium 17 : 8-27.

Weins JA 1989. The ecology of bird communities, Vol. 2 Processes and Variations. Cambridge University Press, New York.

Whoriskey F 2000. The North American east coast salmon aquaculture industry : the challenges for wild salmon. Atlantic Salmon Federation. 60 p.

Williamson M. 1996. Biological Invasions. Chapman & Hall, New York.