

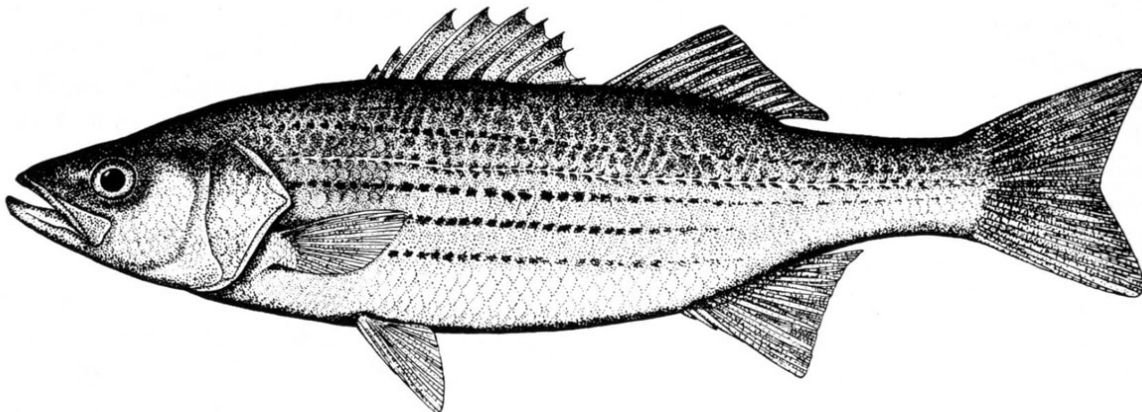
Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bar rayé *Morone saxatilis*

Population du sud du golfe du Saint-Laurent
Population de la baie de Fundy
Population du fleuve du Saint-Laurent

au Canada



Population de la baie de Fundy - EN VOIE DE DISPARITION
Population du sud du golfe Saint-Laurent – PRÉOCCUPANTE
Population du fleuve du Saint-Laurent - EN VOIE DE DISPARITION
2012

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada



COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xx + 86 p.
(www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 51 p.
(www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

Note de production :

Le COSEPAC remercie Jean-François Bourque et Valerie Tremblay, qui ont rédigé le rapport sur la situation du bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Eric Taylor, coprésident du Sous-comité de spécialistes des poissons d'eau douce.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Télec. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
<http://www.cosepac.gc.ca>

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Striped Bass *Morone saxatilis* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Bar rayé — dessin tiré de Scott et Crossman, 1973.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2013.
N° de catalogue CW69-14/665-2013F-PDF
ISBN 978-0-660-20755-1



Papier recyclé



COSEPAC Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2012

Nom commun

Bar rayé - population du sud du golfe Saint-Laurent

Nom scientifique

Morone saxatilis

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

L'abondance de ce poisson de grande taille s'est fortement accrue récemment, mais cette espèce n'est connue que dans une seule localité de frai, et la population continue d'être vulnérable à des taux élevés de braconnage ainsi qu'aux prises accessoires dans les pêches légales.

Répartition

Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, Océan Atlantique

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en novembre 2004. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2012.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2012

Nom commun

Bar rayé - population de la baie de Fundy

Nom scientifique

Morone saxatilis

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Ce poisson de grande taille se trouve à une seule localité de frai connue où il continue d'être vulnérable à l'exploitation liée à la pêche récréative, aux prises accessoires dans les pêches commerciales et au braconnage. La dégradation de l'habitat continue dans les zones où l'on retrouvait historiquement des populations de frayeurs, ce qui limite le potentiel de rétablissement.

Répartition

Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Océan Atlantique

Historique du statut

Espèce désignée « menacée » en novembre 2004. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2012.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2012

Nom commun

Bar rayé - population du fleuve du Saint-Laurent

Nom scientifique

Morone saxatilis

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette population a été évaluée comme étant « disparue du pays » en 2004 et fait l'objet d'un effort de réintroduction, par l'utilisation d'individus de la rivière Miramichi, ce qui a entraîné une reproduction naturelle, une certaine augmentation de l'abondance et une augmentation de la répartition. Il est toutefois difficile de déterminer si la population est autosuffisante sans l'apport supplémentaire continu. La population est vulnérable aux prises accessoires dans les pêches commerciales, et bien que la menace liée au dragage ait été réduite, elle est toujours présente.

Répartition

Québec, Océan Atlantique

Historique du statut

Espèce désignée « disparue du pays » en novembre 2004. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2012.



COSEPAC Résumé

Bar rayé *Morone saxatilis*

Population du sud du golfe du Saint-Laurent
Population de la baie de Fundy
Population du fleuve du Saint-Laurent

Description et importance de l'espèce sauvage

Le bar rayé (*Morone saxatilis*) est un poisson de grande taille (1 m ou plus), de couleur vert olive sur le dos passant graduellement à l'argenté sur les côtés, puis au blanc sur le ventre. Il porte sept ou huit bandes horizontales foncées sur les flancs. Il possède un corps allongé et comprimé latéralement, une tête triangulaire et une grande bouche à la mâchoire inférieure saillante. Il a deux nageoires dorsales séparées, dont la première est épineuse, et une nageoire caudale fourchue. Au Canada, on reconnaît trois unités désignables (UD) : l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent, l'UD de la baie de Fundy et l'UD du fleuve Saint-Laurent. Prédateur aquatique de niveau trophique supérieur des milieux marins, estuariens et d'eau douce, le bar rayé a fait l'objet d'une pêche commerciale et récréative intensive; il s'agit d'une espèce importante pour la pêche et la culture autochtones.

Répartition

L'aire de répartition naturelle du bar rayé s'étend tout le long de la côte atlantique de l'Amérique du Nord, du fleuve Saint-Laurent au fleuve St. Johns, dans le nord-est de la Floride. L'UD du sud du golfe du Saint-Laurent est présente dans le sud du golfe du Saint-Laurent, principalement sur la côte est du Nouveau-Brunswick, mais aussi le long d'une partie de la côte de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard et de l'est du Québec (baie des Chaleurs et Gaspésie), mais ne compte qu'une seule population reproductrice (celle de la rivière Miramichi Nord-Ouest). L'UD de la baie de Fundy est présente dans la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et dans l'océan Atlantique. Il existe une population reproductrice confirmée dans la rivière Shubéanacadie (Nouvelle-Écosse) et possiblement une autre dans la rivière Saint-Jean (Nouveau-Brunswick). Celle de la rivière Annapolis (Nouvelle-Écosse) est aujourd'hui disparue. L'UD du fleuve Saint-Laurent, autrefois présente au Québec et dans les parties adjacentes de l'océan Atlantique, est maintenant disparue de ces régions. Une population récemment introduite fraye dans le bassin de la rivière du Sud, à Montmagny, et parcourt le fleuve surtout dans le tronçon allant du lac Saint-Pierre à Rimouski (Sainte-Luce), au Québec.

Habitat

Le bar rayé occupe des milieux très variés, suivant son stade vital. Dans la plupart des populations, la reproduction, l'incubation et le début du stade larvaire ont lieu en eau douce ou légèrement saumâtre. La survie des œufs jusqu'à l'éclosion dépend en grande partie des propriétés physiques et chimiques de l'habitat d'incubation, en particulier de la température, de la salinité et de la teneur en oxygène dissous de l'eau, ainsi que de la présence d'un courant modéré qui maintient les œufs en suspension dans la colonne d'eau. Aux stades juvénile et adulte, le bar rayé utilise des milieux côtiers, estuariens et d'eau salée. À l'automne, le bar rayé pénètre dans les estuaires ou les milieux d'eau douce pour y hiverner. La répartition du bar rayé dans les aires d'hivernage et de reproduction ne se chevauche pas nécessairement; les aires d'hivernage et de reproduction peuvent même se trouver dans des bassins hydrographiques différents. Au printemps, le bar rayé retourne vers son aire de reproduction.

Biologie

Le bar rayé est une espèce anadrome qui fraye en eau douce et se développe jusqu'à maturité en mer. La fraye commence lorsque la température de l'eau dépasse 10 °C et peut continuer jusqu'à ce que l'eau atteigne une température de 19 °C, en mai et juin. Les femelles, extrêmement fécondes, produisent en moyenne 50 000 ovules par kg de poids corporel; elles peuvent atteindre une longueur totale de plus de 1 m et vivre plus de 27 ans dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les œufs fécondés demeurent en suspension jusqu'à l'éclosion, soit de 2 à 3 jours, suivant la température de l'eau. Les larves se déplacent vers les milieux côtiers des estuaires, où elles croissent rapidement et se métamorphosent en jeunes de l'année. Durant l'été, les jeunes de l'année descendent graduellement vers l'eau salée et se dispersent le long des côtes. Durant la saison d'hivernage, ils cessent de s'alimenter lorsque la température de l'eau descend en dessous de 10 °C.

Taille et tendances des populations

D'après de récentes analyses, l'abondance des bars rayés géniteurs (UD du sud du golfe du Saint-Laurent) dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, qui était de l'ordre de 3 000 à 5 000 à la fin des années 1990, serait passée à une moyenne annuelle de 35 000 (de 12 550 à 92 160) de 2001 à 2010, et de 50 000 (de 16 200 à 92 160) de 2006 à 2010. Au cours des 18 dernières années (de 1993 à 2010), l'abondance estimative aurait donc augmenté d'environ 500 % pour revenir à des niveaux jamais observés depuis 1994-1995. L'évaluation de la situation de l'UD de la baie de Fundy est rendue difficile par le fait que des populations américaines se mêlent aux populations de bar rayé de cette UD. Selon les données de prise accessoire de la pêche de l'alose savoureuse dans la rivière Shubéanacadie, l'abondance de bars rayés géniteurs aurait augmenté depuis 2001, ce qui concorde avec les attentes fondées sur le recrutement de la forte classe d'âge de 1999. Comme l'UD du fleuve Saint-Laurent est disparue du pays, l'objectif de rétablissement consiste à rétablir une population

viable, capable de se reproduire naturellement et ayant la même zone d'occupation et la même zone d'occurrence que la population précédente. Des mesures entreprises pour atteindre cet objectif commencent à donner des résultats : un certain nombre de bars rayés prélevés dans la rivière Miramichi et réintroduits dans le fleuve Saint-Laurent ont survécu, montrent une bonne croissance et se reproduisent.

Menaces et facteurs limitatifs

En général, le bar rayé est menacé par la surpêche (pêche dirigée, prises accessoires, braconnage), par la perte d'habitat et la dégradation de l'habitat (dues notamment au dragage et au délestage de déblais de dragage), par la contamination (pollution agricole et/ou industrielle) et par les obstacles à la migration. Les variations interannuelles du recrutement, dont on ignore la cause, semblent constituer un important facteur limitatif.

Protection, statuts et classements

En novembre 2004, le COSEPAC a désigné les UD du sud du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy comme étant « menacées », et l'UD du fleuve Saint-Laurent comme étant « disparue du pays ». L'UD du fleuve du Saint-Laurent a été inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral, à titre de population disparue du pays (juin 2011), mais les autres UD n'ont aucune désignation particulière aux termes de la LEP. Selon le classement de la situation générale des espèces (2005), ces UD sont disparues du Québec et sont en péril dans l'ensemble des provinces maritimes. Les populations de bar rayé et leur habitat sont actuellement protégés aux termes de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Au Québec, l'habitat du poisson est également protégé aux termes de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*. Selon le classement de NatureServe, le bar rayé est considéré non en péril à l'échelle mondiale; l'UD du fleuve Saint-Laurent est désignée disparue du Canada, mais les deux autres UD ne font l'objet d'aucun classement national ou provincial.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population du sud du golfe du Saint-Laurent

Morone saxatilis

Bar rayé

Striped bass

Population du sud du golfe du Saint-Laurent

Southern Gulf of St. Lawrence population

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Québec, Nouveau-Brunswick, Île-du-Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse, océan Atlantique

Sud du golfe du Saint-Laurent, principalement sur la côte est du Nouveau-Brunswick, mais aussi sur une partie de la côte de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard et de l'est du Québec (baie des Chaleurs et Gaspésie). Une seule population se reproduisant est présente dans la rivière Miramichi Nord-Ouest (Nouveau-Brunswick).

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement âge moyen des parents dans la population) D'après la classe d'âge dominante, mais le bar rayé peut continuer de se reproduire pendant 20 ans dans certaines zones.	4 ans
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations	Inconnu
Pourcentage estimé de l'augmentation du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations Augmentation au cours des quatre dernières générations (plus ou moins), soit 18 ans (1993–2010).	+ 546 %
Pourcentage [prévu ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations À priori, aucune raison de croire qu'il diminuera.	Inconnu
Pourcentage inféré de l'augmentation du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations couvrant une période antérieure et ultérieure À tout le moins stable, augmentation possible.	>10 %
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	S.o.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? De 2006 à 2010, le nombre moyen de géniteurs était de 16 200 à 92 160.	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence 20 260 km ² (si on inclut une bande de 10 km de zone côtière) de la Gaspésie à l'île du Cap-Breton.	20 260 km ²
Indice de zone d'occupation (IZO) < 100 km ² (superficie d'une seule frayère dans la rivière Miramichi Nord-Ouest).	< 100 km ²

La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre de localités* Rivière Miramichi Nord-Ouest	1
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Improbable
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N ^{bre} d'individus matures
Population du sud du golfe du Saint-Laurent	Selon le modèle hiérarchique bayésien (capture-marquage-recapture au moyen d'engins de pêche commerciale dans la rivière Miramichi Nord-Ouest), le nombre annuel moyen de géniteurs était : à la fin des années 1990 : de 3 000 à 5 000 de 2001 à 2010 : 35 000 (de 12 550 à 92 160) de 2006 à 2010 : 50 000 (de 16 200 à 92 160).
Total	En moyenne, 50 000 géniteurs de 2006 à 2010

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % d'ici 20 ans ou 5 générations, ou 10 % d'ici 100 ans].	Inconnue
--	----------

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Pêche illégale et mortalité due aux prises accessoires de diverses pêches.
--

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur	Amélioration
Les populations des États-Unis se sont rétablies depuis la mise en œuvre de mesures de gestion.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Improbable
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probable
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle? On n'observe aucun signe de déplacement de poissons depuis les États-Unis vers le sud du golfe du Saint-Laurent.	Non, à moins d'une intervention humaine

* Pour de plus amples renseignements sur ce terme, voir les définitions et abréviations sur le [site Web du COSEPAC](#) et dans [IUCN 2010](#).

Historique du statut

COSEPAC : population désignée « menacée » en novembre 2004. Réexamen du statut : l'espèce est désignée « préoccupante » en novembre 2012.

Statut et justification de la désignation

Statut : Espèce préoccupante	Code alphanumérique S.o.
Justification de la désignation L'abondance de ce poisson de grande taille s'est fortement accrue récemment, mais cette espèce n'est connue que dans une seule localité de frai et la population continue d'être vulnérable à des taux élevés de braconnage ainsi qu'aux prises accessoires dans les pêches légales	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) S.o. L'effectif de la population semble à la hausse.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) La population répond au critère B2 d'une espèce en voie de disparition, puisque l'IZO (< 100 km ²) est inférieur au seuil. Elle répond au sous-critère (a) d'une espèce en voie de disparition, puisqu'il existe qu'une seule localité, mais à aucun autre sous-critère (aucun signe de déclin continu pour b,c(i)-(iv)).
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) S.o. Ne répond à aucun critère.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) S.o. Ne répond pas au critère. Bien qu'il n'existe qu'une seule population reproductrice connue, il n'y a aucun signe de menace imminente pour la population.
Critère E (analyse quantitative) Analyse non réalisée. Données non disponibles aux fins de l'analyse.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population de la baie de Fundy

Morone saxatilis

Bar rayé

Striped bass

Population de la baie de Fundy

Bay of Fundy population

Aire de répartition au Canada (province/territoire/océan) : baie de Fundy, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et océan Atlantique. Une population reproductrice dans la rivière Shubéanacadie (Sh), peut-être une autre dans la rivière Saint-Jean (Sj) et, historiquement, une dans la rivière Annapolis (A)

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population) D'après la classe d'âge dominante, mais le bar rayé peut continuer de se reproduire pendant 20 ans dans certaines zones.	4 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? Shubéanacadie : Quelques signes d'augmentation depuis 2001, mais d'importantes variations interannuelles naturelles de l'abondance des juvéniles persistent. Saint-Jean : Preuves génétiques de l'existence d'une population reproductrice, mais aucune confirmation par capture de jeunes nouvellement éclos. Annapolis : Aucun signe de reproduction.	Improbable
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations Shubéanacadie : Certains signes portent à croire que l'abondance des adultes s'est accrue depuis 2001. Saint-Jean : Aucun renseignement historique disponible aux fins de comparaison avec la situation actuelle. Annapolis : Aucun signe de reproduction depuis quelques décennies.	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations Shubéanacadie : d'après les données sur les prises accessoires, l'abondance de bars rayés géniteurs aurait augmenté depuis 2001. En 2002, 15 000 bars rayés de 3 ans et plus, dont 7 000 de 4 ans ou plus. Aucune autre évaluation depuis.	Inconnu
Pourcentage [prévu ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations couvrant une période antérieure et ultérieure	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? Shubéanacadie : oui; Saint-Jean : inconnu; Annapolis : non	Globalement, non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? Importantes variations entre les classes d'âge dans la Shubéanacadie.	Improbable

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Inclut une bande de 10 km d'habitat côtier Sh : 13 550 km ² (à 10 km de la rive) Sj : baie de Fundy = 9 000 km ² (à 10 km de la rive)	22 500 km ²
Indice de zone d'occupation (IZO) (grille de 2 × 2) Sh : < 100 km ² d'après l'habitat de reproduction Autres : inconnu	< 100 km ²
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre de « localités »* Rivière Shubéanacadie, rivière Saint-Jean (reproduction incertaine), rivière Annapolis (espèce disparue).	1, peut-être 2
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation? La reprise de l'augmentation de la population reproductrice de la rivière Saint-Jean reste à confirmer.	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations? Rivière Saint-Jean : La plus récente capture d'œufs et d'un jeune spécimen (1+) dans les zones intérieures de la baie de Belleisle remonte à 1979. Rivière Annapolis : Depuis 1971, on observe un très faible recrutement et un vieillissement de la structure démographique dans cette population.	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*? Disparition de la frayère de la rivière Annapolis. Observations limitées dans la rivière Saint-Jean.	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? Des obstacles à la migration continuent de nuire à l'habitat (p. ex., le barrage de Mactaquac sur la rivière Saint-Jean; le pont-jetée et la centrale marémotrice sur la rivière Annapolis).	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Inconnu

* Pour de plus amples renseignements sur ce terme, voir les définitions et abréviations sur le [site Web du COSEPAQ](#) et dans [IUCN 2010](#).

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N ^{bre} d'individus matures
Baie de Fundy (rivière Shubéanacadie)	2002 : 15 000 bars rayés de 3 ans ou plus
Baie de Fundy (rivière Saint-Jean)	Inconnu
Baie de Fundy (rivière Annapolis) Aucune femelle gravide signalée	0?
Total	~ 15 000

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % d'ici 20 ans ou 5 générations, ou 10 % d'ici 100 ans]	Inconnue
---	----------

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

<p>Les menaces pour l'UD de la baie de Fundy sont liées à l'échec de la reproduction dans la rivière Annapolis. L'abandon des frayères pourrait être attribuable à la construction d'un pont-jetée (1960) et à l'exploitation de la centrale marémotrice d'Annapolis (depuis 1984), responsable de variations du régime d'écoulement et de l'hydrologie, ainsi que de mortalités dues aux turbines.</p> <p>La piètre qualité de l'eau fait aussi partie des menaces répertoriées, mais peu d'études se sont penchées précisément sur les effets de l'eau de la rivière Annapolis sur la survie des œufs.</p> <p>Dans la rivière Saint-Jean, les menaces sont soit incertaines, soit faibles (pêche illégale, prises accessoires de la pêche commerciale, incidence de la pêche sur l'habitat et sur les réserves alimentaires, aquaculture). Le bar rayé de la rivière Shubéanacadie est menacé par les prises accessoires des nombreuses entreprises de pêche commerciale et exploité dans le cadre de la pêche récréative; la présence du brochet maillé, une espèce introduite, dans certaines aires d'hivernage de l'espèce pourrait constituer une menace.</p>

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur	Amélioration
Les populations des États-Unis se sont rétablies depuis la mise en œuvre de mesures de gestion.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? Rien n'indique que des poissons venus des États-Unis se reproduisent en eaux canadiennes.	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probable
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probable
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle?	Improbable, à moins d'une intervention humaine

Historique du statut

COSEPAC : Population désignée « menacée » en novembre 2004. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2012.

Statut recommandé et justification de la désignation

Statut	Code alphanumérique
En voie de disparition	B2ab(iii)
Justification de la désignation Ce poisson de grande taille fréquente se trouve à une seule localité de frai connue, où il continue d'être vulnérable à l'exploitation liée à la pêche récréative, aux prises accessoires dans les pêches commerciales et au braconnage. La dégradation de l'habitat continue dans les zones où l'on retrouvait historiquement des populations de frayeurs, ce qui limite le potentiel de rétablissement.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) S.o. Ne répond à aucun critère.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) La population répond au critère B2 d'une espèce en voie de disparition, puisque l'IZO (< 100 km ²) est inférieur au seuil. Elle répond au sous-critère (a) d'une espèce en voie de disparition, puisque le nombre de localités (une) est inférieur au seuil, et au sous-critère b(iii), étant donné que la présence continue du pont-jetée, de la centrale marémotrice et du barrage représente une menace constante de dégradation de l'habitat dans les zones fréquentées historiquement par l'espèce.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) S.o. Ne répond à aucun critère.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) La population répond au critère D2 d'une espèce menacée, puisque le nombre de localités connues (une) est inférieur au seuil, et les recrues des populations sont vulnérables aux prises accessoires des pêches commerciales et des pêches récréatives visant l'espèce.
Critère E (analyse quantitative) S.o. Données non disponibles aux fins de l'analyse.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Population du fleuve du Saint-Laurent

Morone saxatilis

Bar rayé

Striped Bass

Population du fleuve du Saint-Laurent

St. Lawrence Estuary population

Aire de répartition au Canada (province/territoire/océan) : Québec et océan Atlantique. L'espèce se reproduit dans le bassin de la rivière du Sud, à Montmagny, et parcourt le fleuve, surtout dans le tronçon allant du lac Saint-Pierre à Rimouski (Sainte-Luce).

Données démographiques

Durée d'une génération (généralement, âge moyen des parents dans la population) D'après la classe d'âge dominante, mais le bar rayé peut continuer de se reproduire pendant 20 ans dans certaines zones.	4 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures? La réintroduction est trop récente pour déterminer la durabilité de l'augmentation d'une population nulle à l'origine.	Inconnu
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant deux générations	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations] Inconnu, mais une augmentation de la population, nulle à l'origine, s'est produite au cours des dix dernières années, par suite de la réintroduction de l'espèce.	Inconnu
Pourcentage [prévu ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations La réintroduction (depuis 2002) est trop récente pour projeter des tendances.	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations couvrant une période antérieure et ultérieure	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? On n'a jamais établi avec certitude de cause pour expliquer l'effondrement d'origine.	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Inconnu

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de la zone d'occurrence historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.	Autrefois ~ 3 000 km ²
Indice de zone d'occupation (IZO)	Inconnu, mais probablement < 100 km ²
La population totale est-elle très fragmentée?	Non

<p>Nombre de « localités »*</p> <p>Historiquement, un tronçon de 300 km (du lac Saint-Pierre à Kamouraska); aujourd'hui, la reproduction est confirmée dans le bassin de la rivière du Sud, à Montmagny. D'après l'étude microchimique des otolites, il pourrait exister une ou deux autres aires de reproduction.</p>	Probablement 1
<p>Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?</p> <p>Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de la zone d'occurrence historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.</p>	Non
<p>Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?</p> <p>Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de la zone d'occupation historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.</p>	Non
<p>Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?</p> <p>Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de l'aire de répartition historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.</p>	Non
<p>Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?</p> <p>Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de l'aire de répartition historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.</p>	Inconnu
<p>Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?</p> <p>Le délestage de déblais de dragage se poursuit, mais la situation (ampleur et étendue du déclin) semble s'améliorer depuis dix ans.</p>	Probable
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?</p> <p>Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de l'aire de répartition historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.</p>	Non
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?</p> <p>Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de l'aire de répartition historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.</p>	Non
<p>Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?</p> <p>Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de la zone d'occurrence historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.</p>	Non

* Pour de plus amples renseignements sur ce terme, voir les définitions et abréviations sur le [site Web du COSEPAC](#) et dans [IUCN 2010](#).

Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation? Les poissons réintroduits semblent se répartir dans l'ensemble de la zone d'occupation historique, mais on ignore si cette tendance aura un caractère durable.	Non
--	-----

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	N ^{bre} d'individus matures
Fleuve Saint-Laurent (G. Verreault, MRNF)	~ 1 000–1 500
Total	~ 1 000–1 500

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % d'ici 20 ans ou 5 générations, ou 10 % d'ici 100 ans]	Inconnue
---	----------

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Les facteurs à l'origine de la disparition de l'UD du fleuve Saint-Laurent demeurent inconnus. La population actuelle est menacée par la dégradation de l'habitat (dragage et délestage de déblais de dragage), par les variations du régime d'écoulement et par les prises accessoires de la pêche commerciale.
--

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur Les populations des États-Unis se sont rétablies depuis la mise en œuvre de mesures de gestion.	Amélioration
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible? L'immigration est improbable sans intervention active dans le fleuve Saint-Laurent; aucun signe évident d'immigration de source externe entre 1968, année de la dernière observation d'un bar rayé adulte et le début de la réintroduction, en 2002.	Improbable
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Probable
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Probable
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle probable? D'après de nombreux indicateurs (études génétiques et de marquage), le bar rayé provenant du sud du golfe du Saint-Laurent, de la baie de Fundy et des États-Unis ne font aucune utilisation du fleuve Saint-Laurent.	Improbable, à moins d'une intervention humaine

Statut existant

COSEPAC : Population désignée « disparue du pays » en novembre 2004. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en novembre 2012.
--

Statut et justification de la désignation

Statut En voie de disparition	Code alphanumérique B1ab(iii)
Justification de la désignation Cette population a été évaluée comme étant « disparue du pays » en 2004 et fait l'objet d'une réintroduction, par l'introduction d'individus de la rivière Miramichi, ce qui a entraîné une reproduction naturelle, une certaine augmentation de l'abondance et une augmentation de la répartition. Il est toutefois difficile de déterminer si la population est autosuffisante sans l'apport supplémentaire continu. La population est vulnérable aux prises accessoires dans les pêches commerciales, et bien que la menace liée au dragage ait été réduite, elle est toujours présente.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) S.o. Ne répond à aucun critère.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) La population répond au critère B1 d'une espèce en voie de disparition, puisque la superficie de la zone d'occurrence (~ 3 000 km ²) est inférieure au seuil. Elle répond aux sous-critères ab(iii), puisqu'on ne lui connaît qu'une seule frayère et qu'on peut inférer un déclin continu de la qualité de l'habitat en raison des activités de dragage.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) S.o. Ne répond à aucun critère.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) La population répond au critère D2 d'une espèce menacée, puisqu'il n'existe qu'une seule frayère confirmée et que les poissons sont vulnérables aux prises accessoires de certaines pêches commerciales et à la dégradation de l'habitat par le dragage. Il est probable qu'elle réponde au critère D1 d'une espèce menacée, étant donné que la taille estimative de la population (1 000-1 500) est près du seuil et demeure très incertaine.
Critère E (analyse quantitative) S.o. Données non disponibles aux fins de l'analyse.

PRÉFACE

En novembre 2004, le COSEPAC a recommandé d'accorder le statut de populations menacées aux UD du sud du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy, et celui de population disparue du pays à l'UD du fleuve Saint-Laurent. Depuis la publication des recommandations du COSEPAC (COSEPAC, novembre 2004), l'UD du fleuve Saint-Laurent a été inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) (juin 2011) à titre de population disparue du pays. Les UD du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy n'ont cependant obtenu aucune protection juridique aux termes de la LEP du gouvernement fédéral.

Depuis 2004, des activités conjointes de recherches et de gestion conjoints visent à améliorer l'état des connaissances sur les populations canadiennes et la gestion des populations canadiennes. En 2006, Pêches et Océans Canada (MPO) a mené une évaluation du potentiel de rétablissement du bar rayé dans le but de fournir des données scientifiques à l'appui de scénarios d'inscription des trois UD sur la Liste des espèces en péril de la LEP (MPO, 2006). Depuis 2004, la situation de l'UD du fleuve Saint-Laurent a changé; les activités d'ensemencement se sont poursuivies, mais, malgré des signes de succès de la reproduction (MPO, 2009), la situation à long terme de la population réintroduite demeure incertaine. En 2009, les autorités responsables de la protection des espèces en péril au Québec (ministère des Ressources naturelles et de la Faune [MRNF]) et au fédéral (MPO) ont convenu de mettre leurs ressources et leur expertise en commun afin d'élaborer une stratégie de rétablissement du bar rayé dans le fleuve Saint-Laurent, en vue de faire inscrire la population au Registre public des espèces en péril. Le comité consultatif a présenté une évaluation des dommages admissibles (MPO, 2009) et une étude visant à répertorier les caractéristiques de l'habitat qui pourraient être considérées comme importantes pour cette population de bar rayé (MPO, 2010b).

La population récemment réintroduite a fait l'objet d'un décret recommandant son ajout à la liste et un nouveau classement (gouvernement du Canada, 2010). Pour le moment, la population du fleuve Saint-Laurent conserve toutefois la désignation de population disparue du Canada. La stratégie de rétablissement de la population du fleuve Saint-Laurent a été publiée en 2011 (Robitaille *et al.*, 2011).



HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS (2012)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement
Canada

Environment
Canada

Service canadien
de la faune

Canadian Wildlife
Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bar rayé *Morone saxatilis*

Population du sud du golfe du Saint-Laurent

Population de la baie de Fundy

Population du fleuve du Saint-Laurent

au Canada

2012

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE.....	5
Nom et classification.....	5
Description morphologique.....	5
Structure spatiale et variabilité de la population	6
Unités désignables	11
Importance.....	13
RÉPARTITION.....	13
Aire de répartition mondiale.....	13
Aire de répartition canadienne.....	14
HABITAT	17
Besoins en matière d'habitat	17
Tendances en matière d'habitat	19
BIOLOGIE	21
Cycle vital et reproduction	21
Croissance, maturation et fécondité	27
Survie	29
Physiologie et adaptabilité	32
Dispersion et migration	33
Nutrition et relations interspécifiques.....	38
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	39
UD du sud du golfe du Saint-Laurent (rivière Miramichi Nord-Ouest)	39
UD de la baie de Fundy (rivières Shubénacadie, Annapolis et Saint-Jean)	42
UD du fleuve du Saint-Laurent	48
Immigration de source externe	54
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS	55
Autres sources possibles de mortalité ou de dommages pour le bar rayé	59
Modifications de grande envergure à l'habitat, qualité de l'eau, barrages et turbines.....	60
Autres sources possibles de mortalité ou de dommages pour le bar rayé	63
Autres sources possibles de mortalité ou de dommages pour le bar rayé	65
PROTECTION, STATUTS ET CLASSIFICATIONS.....	66
Protection et statuts légaux	66
Statuts et classifications non prévus par la loi	67
REMERCIEMENTS.....	68
EXPERTS CONTACTÉS	68
SOURCES D'INFORMATION	70
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT.....	85
COLLECTIONS EXAMINÉES	86

Liste des figures

- Figure 1. Bar rayé (*Morone saxatilis*). Illustration tirée de Scott et Crossman, 1973 6
- Figure 2. Aire de répartition canadienne du bar rayé, d'après les zones biogéographiques nationales d'eau douce du COSEPAC. On reconnaît trois UD : 1) l'UD du fleuve Saint-Laurent; 2) l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent (rivière Miramichi); 3) l'UD de la baie de Fundy (rivières Shubéanacadie, Saint-Jean et Annapolis)..... 7
- Figure 3. Zone biogéographique nationale d'eau douce des Maritimes : populations de la rivière Miramichi Nord-Ouest et de la baie de Fundy (rivières Shubéanacadie, Saint-Jean et Annapolis) et zones d'intérêt pour l'étude des populations canadiennes de bar rayé. La carte montre une zone de plateau continental d'une largeur de 10 km. La population reproductrice de la rivière Annapolis est considérée disparue du pays. 8
- Figure 4. Estimation de l'abondance des bars rayés géniteurs (axe des y), dérivée de l'application du modèle hiérarchique bayésien aux données de capture-marquage-recapture recueillies dans le réseau de la rivière Miramichi Nord-Ouest. La ligne tiretée représente l'objectif de rétablissement (31 200 reproducteurs) et la ligne pointillée représente la limite de rétablissement (21 600 reproducteurs). (Tiré de Douglas et Chaput, 2011b.) 41
- Figure 5. Captures par unité d'effort de bars rayés dans le bassin de la rivière Annapolis, fondées des registres de pêche à la ligne choisis. L'absence de données en 1984-1985 correspond à l'interruption de la pêche durant la construction du pont-jetée (McLean et Dadswell, comm. pers., avril 2012). Les deux tendances (1975-2000 et 1985-2000) sont fortement significatives ($r_s = -0,48$, $P = 0,018$ et $r_s = -0,91$, $P < 0,001$, respectivement)..... 44
- Figure 6. Fréquence des poids mesurés chez les bars rayés capturés dans le bassin de la rivière Annapolis par certains pêcheurs à la ligne choisis : **A**) avant l'installation des turbines (de 1976 à 1984); **B**) après l'installation des turbines (de 1985 à 2008) (tiré de McLean et Dadswell, comm. pers., avril 2012)..... 45

Liste des tableaux

- Tableau 1. Différentiation génétique basée sur des estimations de F_{ST} tirées des écarts relevés dans 11 loci microsatellites génotypés chez des bars rayés prélevés dans plusieurs lieux de capture. Toutes les estimations de F_{ST} entre paires, à l'exception de la comparaison Shu-SJR/SHU sont statistiquement significatives ($P < 0,001$). SHU = rivière Shubéanacadie, MIR = rivière Miramichi, RSJ = rivière Saint-Jean, ANN = rivière Annapolis, É.-U. = États-Unis. 10
- Tableau 2. Nombre de bars rayés capturés et observés depuis 2003, après l'empoissonnement du fleuve Saint-Laurent. 50

Tableau 3. Prises hebdomadaires de jeunes bars rayés de l'année, de 2005 à 2011 dans le fleuve Saint-Laurent.....	51
Tableau 4. Sommaire des pertes annuelles estimatives de bars rayés de moyenne et de grande taille attribuables aux prises accessoires de la pêche d'autres espèces dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Toutes les valeurs sont arrondies à la centaine près.	56

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Nom scientifique : *Morone saxatilis* (Walbaum, 1792)

Famille : Moronidés

Synonymes (tirés de Scott et Crossman, 1973) :

<i>Perca saxatilis</i>	Walbaum, 1792 : 330 (localité type – New York)
<i>Labrax notatus</i>	Richardson, 1836:8
<i>Perca labrax</i>	Perley, 1852:22
<i>Labrax Lineatus</i>	Perley, 1852:181
<i>Labrax lineatus</i>	Fortin, 1864:60
<i>Roccus lineatus</i>	Adams, 1873:248
<i>Roccus Lineatus</i> Gill	Adams, 1873:304
<i>Roccus lineatus</i> (Bloch)	Gill Cox, 1896b:70
<i>Morone</i>	Whitehead et Wheeler, 1967:23
<i>Roccus saxatilis</i> (Walbaum)	Scott et Crossman, 1969:22

Noms vernaculaires français : bar rayé
bar d'Amérique
bar du Saint-Laurent

Noms vernaculaires anglais : *Striped Bass*
Striper Bass
Striper
Rockfish
Rockfish Striper
Rock
Linesides

Description morphologique

Le bar rayé (*Morone saxatilis*) possède un corps allongé, comprimé latéralement, une tête triangulaire et une grande bouche à la mâchoire inférieure saillante (nombreuses petites dents). Il porte 2 nageoires dorsales séparées, dont la première est épineuse (figure 1). Sa nageoire caudale est fourchue et sa nageoire anale comporte 3 épines et de 9 à 11 rayons souples (Scott et Crossman, 1973; Bernatchez et Giroux, 2000). Ses nageoires pelviennes se trouvent en position thoracique et ses joues et opercules sont couverts d'écaillés (figure 1). Le bar rayé est vert olive foncé (rarement vert pâle) se changeant en bleu acier ou en noir sur le dessus, et devenant graduellement argenté (parfois à reflets cuivrés) sur les flancs, puis blanc sur le ventre. Il porte 7 ou 8 bandes horizontales foncées qui suivent les rangées d'écaillés sur chaque flanc. Aucune de ces bandes ne va jusqu'à la tête (figure 1).

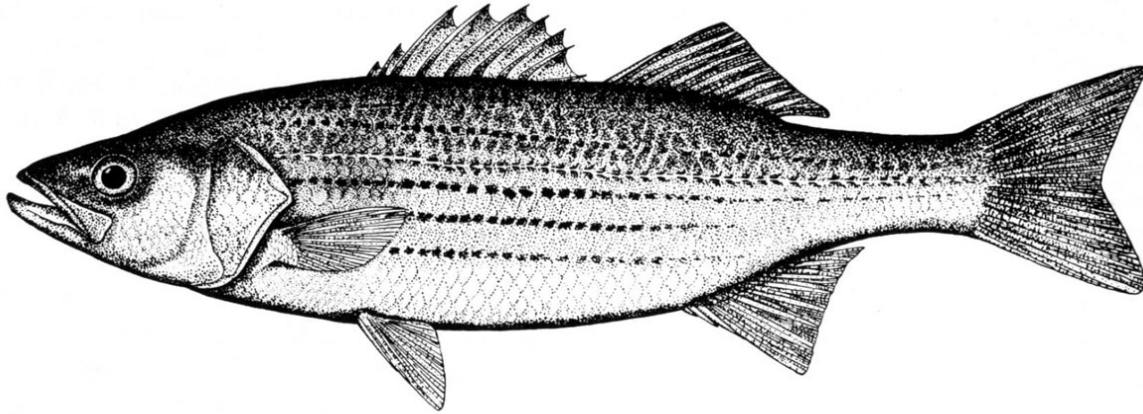
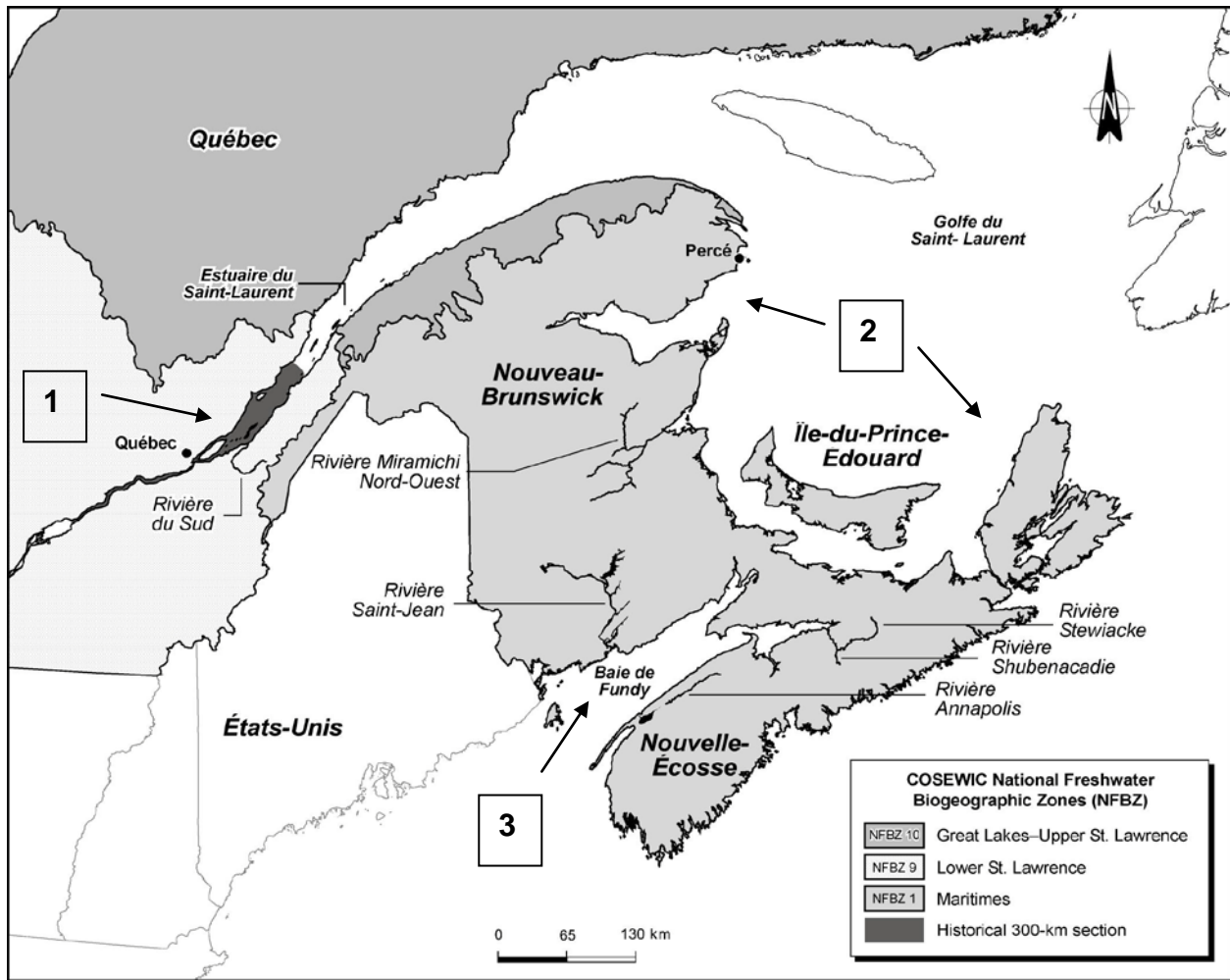


Figure 1. Bar rayé (*Morone saxatilis*). Illustration tirée de Scott et Crossman, 1973

Structure spatiale et variabilité de la population

Au Canada, on croit que le bar rayé a déjà frayé dans cinq secteurs de l'est du pays (figure 2) : dans le fleuve Saint-Laurent (au Québec), dans l'estuaire de la rivière Miramichi (dans le sud du golfe du Saint-Laurent) et dans les estuaires des rivières Saint-Jean, Annapolis et Shubéanacadie (dans la baie de Fundy) (COSEPAC, 2004).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :

COSEWIC National Freshwater Biogeographic Zones (NFBZ) = Zones biogéographiques nationales d'eau douce (ZBNED) du COSEPAC

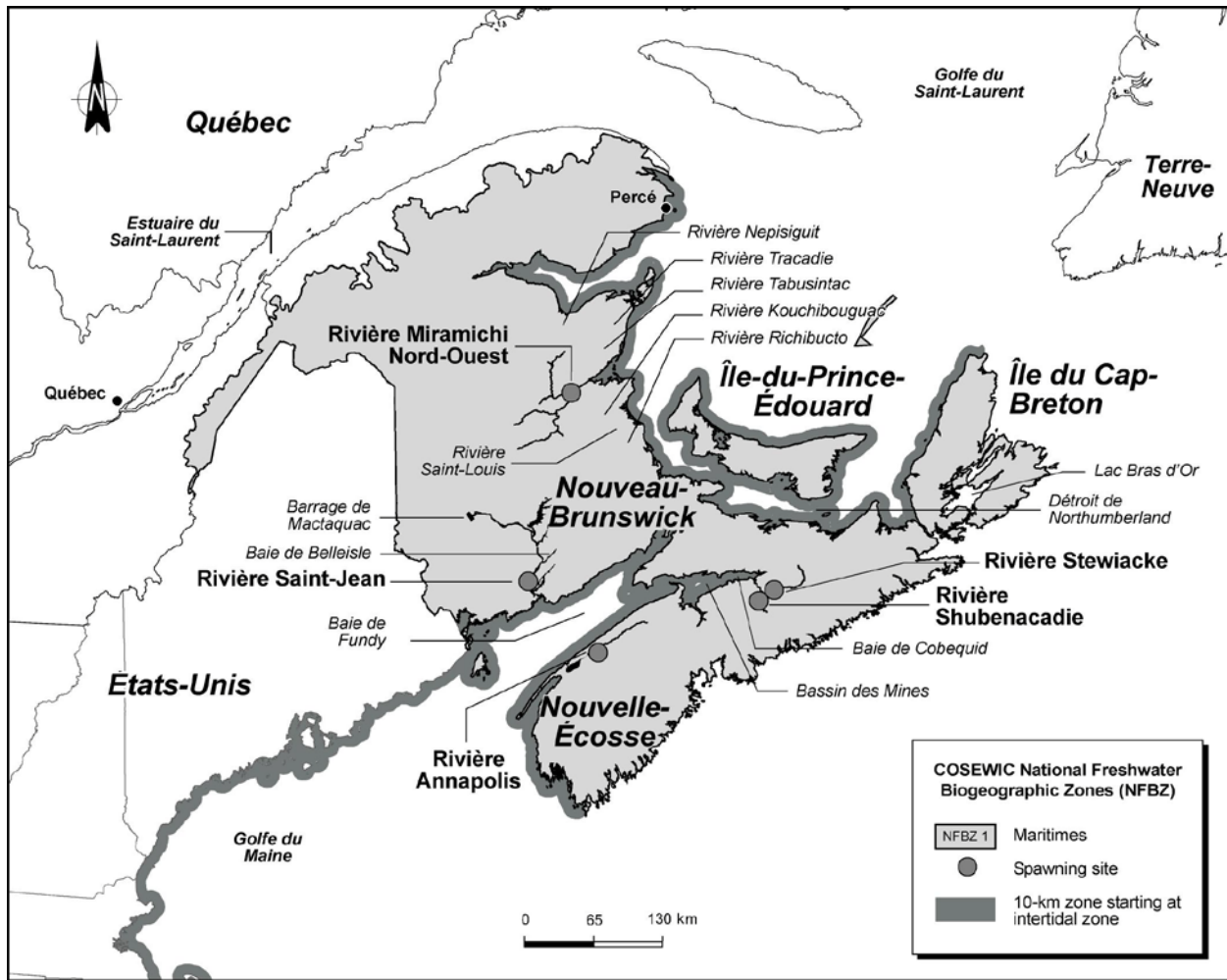
Great Lakes – Upper St. Lawrence = Grands Lacs-Haut Saint-Laurent

Lower St. Lawrence = Bas Saint-Laurent

Maritimes = Maritimes

Historical 300-km section = Tronçon historique de 300 km

Figure 2. Aire de répartition canadienne du bar rayé, d'après les zones biogéographiques nationales d'eau douce du COSEPAC. On reconnaît trois UD : 1) l'UD du fleuve Saint-Laurent; 2) l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent (rivière Miramichi); 3) l'UD de la baie de Fundy (rivières Shubéanacadie, Saint-Jean et Annapolis).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 COSEWIC National Freshwater Biogeographic Zones (NFBZ) =
 Zones biogéographiques nationales d'eau douce (ZBNED) du COSEPAC
 Maritimes = Maritimes
 Spawning Site = Frayère
 10-km zone starting at intertidal zone = Bande de 10 km à partir de la zone intertidale

Figure 3. Zone biogéographique nationale d'eau douce des Maritimes : populations de la rivière Miramichi Nord-Ouest et de la baie de Fundy (rivières Shubenacadie, Saint-Jean et Annapolis) et zones d'intérêt pour l'étude des populations canadiennes de bar rayé. La carte montre une zone de plateau continental d'une largeur de 10 km. La population reproductrice de la rivière Annapolis est considérée disparue du pays.

UD du sud du golfe du Saint-Laurent

La population du sud du golfe du Saint-Laurent ne se reproduit que dans la rivière Miramichi Nord-Ouest. Bien qu'on ait capturé des bars rayés dans plusieurs estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent notamment dans ceux des rivières Nepisiguit, Miramichi, Kouchibouguac, Kouchibouguacis (Saint-Louis), Tabusintac, Tracadie, Cascapedia, Richibucto et Hillsborough) et dans la baie des Chaleurs (Melvin, 1991; ZIP, 2010; AVC Inc., 2003, cité dans Douglas et Chaput, 2011a; Robinson *et al.*, 2004;

Thistle, 2011), on n'a jamais recueilli d'œufs ou de larves ailleurs dans l'aire de répartition de l'UD. Des bars rayés marqués dans diverses localités ont été recapturés dans le bassin de la rivière Miramichi Nord-Ouest durant la période de reproduction. Les bars rayés dans lesquels on avait implanté un émetteur acoustique sont fidèlement retournés dans la rivière Miramichi à la saison de reproduction (Douglas *et al.*, 2009). Au moyen d'analyses de microsatellites d'ADN nucléaire et d'ADN mitochondrial, Robinson *et al.* (2004) ont démontré que les jeunes de l'année capturés dans plusieurs sites côtiers du sud du bassin de la rivière Miramichi étaient génétiquement semblables, malgré des lieux de prélèvement qui allaient de la rivière Miramichi à la rivière Richibucto. D'après les connaissances actuelles, tous les bars rayés du sud du golfe font partie d'une seule et même population, qui fraye dans l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest (Bradford *et al.*, 1995; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1996; Douglas *et al.*, 2003). Il s'agit d'une population distincte de toutes les autres, y compris des populations américaines qui pénètrent dans les eaux canadiennes et de la population qui fraye dans la rivière Stewiacke (réseau de la rivière Shubéanacadie, UD de la baie de Fundy), en Nouvelle-Écosse (Wirgin *et al.*, 1993, 1995; Robinson *et al.*, 2004; Douglas et Chaput, 2011b). Les conditions hydrologiques particulières de l'estuaire de la rivière Miramichi pourraient expliquer le succès du développement des œufs et des larves de cette population (Douglas *et al.*, 2009).

UD de la baie de Fundy

Les recherches menées à intervalles irréguliers pendant plus de 30 ans n'ont jamais permis d'observer des activités de reproduction ou de capturer des œufs, des larves ou des juvéniles dans la rivière Saint-Jean (Jessop, 1995; Douglas *et al.*, 2003). La dernière collecte d'œufs de bar rayé remonterait à 1979, dans les zones intérieures de la baie de Belleisle (Douglas *et al.*, 2003). Les relevés menés en 1992 et 1994 n'ont pas permis de prélever des œufs, des larves ou des juvéniles (Jessop, 1995), et ceux menés en 2000 et 2001 (Douglas *et al.*, 2003) et 2009 (MPO, 2011) n'ont pas été plus fructueux dans la collecte de jeunes bars rayés de l'année. Dans la rivière Annapolis, aucune reproduction viable n'a eu lieu depuis 1976, la survie des œufs dans l'environnement étant considérée marginale (Jessop, 1990, 1995). Les échantillonnages réalisés en 2001, 2002, 2009 et 2010 n'ont permis de trouver aucun juvénile (Douglas *et al.*, 2003; Bradford et LeBlanc, 2011). La population de bars rayés de la rivière Shubéanacadie est la seule population de la baie de Fundy où l'on a confirmé une reproduction annuelle dont le succès au point de vue de la reproduction et du recrutement varie selon les conditions environnementales (Bradford et LeBlanc, 2011). Bentzen *et al.* (2009; tableau 1) ont mené une étude génétique du bar rayé. Ils ont examiné 11 loci microsatellites dans près de 1 500 échantillons d'ADN. Les échantillons analysés avaient été prélevés dans la rivière Shubéanacadie (juvéniles; N = 90), dans la rivière Miramichi (juvéniles et adultes; N = 81), dans des populations américaines (fleuve Hudson [adultes; N = 94], fleuve Kennebec [juvéniles; N = 48] et baie de Chesapeake [juvéniles; N = 93]) et dans la rivière Annapolis (adultes; N = 111; 1972; 1975; 1976; 1978; 1981). Plusieurs échantillons provenaient en outre de la rivière Saint-Jean (en aval du barrage de Mactaquac [prélevés de 1999 à 2006; N = 739]), de la baie de Belleisle (2003; N = 57) et du cours inférieur de la rivière Saint-Jean (2008;

N = 14; juvéniles >1 an). Par analyse bayésienne, on a identifié quatre groupes : les populations américaines, la population de la rivière Shubéanacadie, la population de la rivière Miramichi et un quatrième groupe de poissons dans la rivière Saint-Jean, distinct de tous les autres groupes, qui pourrait représenter une population « indigène » résiduelle. Les échantillons prélevés dans la rivière Saint-Jean comprenaient aussi des poissons très semblables à certains poissons prélevés dans des aires de reproduction aux États-Unis et dans la rivière Shubéanacadie. En 1999 et 2000, la plupart des poissons prélevés dans la rivière Saint-Jean semblaient indigènes, mais depuis 2001, des poissons génétiquement semblables à ceux de la rivière Shubéanacadie dominent les échantillons de la rivière Saint-Jean.

Tableau 1. Différentiation génétique basée sur des estimations de F_{ST} tirées des écarts relevés dans 11 loci microsatellites génotypés chez des bars rayés prélevés dans plusieurs lieux de capture. Toutes les estimations de F_{ST} entre paires, à l'exception de la comparaison Shu-SJR/SHU sont statistiquement significatives ($P < 0,001$). SHU = rivière Shubéanacadie, MIR = rivière Miramichi, RSJ = rivière Saint-Jean, ANN = rivière Annapolis, É.-U. = États-Unis.

Ensemble de données	SHU	MIR	RSJ/RSJ	RSJ/SHU	RSJ/É.-U.	ANN	RSJ/MIX ⁸
É.-U. ¹	0,04	0,0920	0,0457	0,0546	0,0036	0,0024	0,0175
SHU ²		0,1271	0,0630	0,0013	0,0551	0,0457	0,0240
MIR ³			0,1218	0,1364	0,1128	0,0991	0,1108
RSJ/RSJ ⁴				0,0625	0,0476	0,0380	0,0147
RSJ/SHU ⁵					0,0597	0,0524	0,0260
RSJ/É.-U. ⁶						0,0046	0,0201
ANN ⁷							0,0130

Source : Bentzen *et al.* (2009) et Bradford *et al.* (2012)

1. É.-U. : États-Unis (baie de Chesapeake; fleuve Hudson; rivière Kennebec)
2. SHU : rivière Shubéanacadie
3. MIR : rivière Miramichi
4. RSJ : rivière Saint-Jean (la majorité provenant des environs du barrage de Mactaquac, de la baie de Belleisle et du cours inférieur de la rivière Saint-Jean), RSJ/RSJ : poissons prélevés dans la RSJ, génétiquement identifiés comme appartenant à la supposée population « indigène » de la RSJ
5. RSJ/SHU : poissons prélevés dans la RSJ, génétiquement identifiés comme provenant de la SHU.
6. RSJ/É.-U. : poissons prélevés dans la RSJ génétiquement identifiés comme provenant des É.-U.
7. ANN : rivière Annapolis.
8. RSJ/MIX : poissons prélevés dans la RSJ qui semblaient (d'après leur ADN) résulter du croisement de bars rayés « indigène » de la RSJ et de poissons provenant soit de la SHU, soit des É.-U.

En ce qui concerne les populations disparues du pays, il a été impossible de distinguer nettement la population de la rivière Annapolis (1972-1981) des populations des États-Unis. Les individus pourraient donc être des poissons des États-Unis ayant pénétré dans les eaux canadiennes. En outre, aucun échantillon d'ADN n'a pu être obtenu de la population disparue du fleuve Saint-Laurent. La population de la rivière Miramichi s'est révélée distincte des autres populations, tandis que les populations de la rivière Shubéanacadie et de la rivière Saint-Jean (supposément indigènes) diffèrent un peu plus l'une par rapport à l'autre que par rapport aux populations des États-Unis (tableau 1; Bentzen *et al.*, 2009; Bradford *et al.*, 2012).

UD du fleuve du Saint-Laurent

La troisième UD comprend elle aussi une seule population, celle du fleuve Saint-Laurent. Bien que l'UD d'origine soit disparue du pays, une nouvelle population est aujourd'hui considérée en cours d'établissement dans la zone historiquement occupée par l'UD du fleuve Saint-Laurent (Pelletier *et al.*, 2011; Bujold et Legault, 2012) et capable de se reproduire (Legault, 2012). L'établissement de la nouvelle population résulte d'activités de réintroduction (entreprises en 2002) de bars rayés juvéniles prélevés dans la rivière Miramichi (population du sud du golfe du Saint-Laurent). Les poissons ont été directement déplacés au stade de jeunes de l'année, ou élevés et multipliés en milieu artificiel à la station piscicole gouvernementale de Baldwin Mills.

Historiquement, on a surtout utilisé des études de capture-marquage-recapture pour établir le caractère distinct de la population aujourd'hui disparue du pays par rapport aux autres populations canadiennes. Parmi les 3 009 spécimens marqués de 1944 à 1962 (Beaulieu, 1962; Robitaille, 2001; COSEPAC, 2004), 310 ont été recapturés, tous dans le tronçon d'environ 300 km entre le lac Saint-Pierre et Kamouraska. Ce tronçon correspond à la partie du Saint-Laurent dans laquelle on a autrefois répertorié toutes les captures de bar rayé dans la cadre de la pêche récréative ou commerciale. Comme aucun registre ne mentionne la capture de bar rayé en aval de Kamouraska (Beaulieu, 1962; Robitaille, 2001), on considère que le bar rayé du fleuve Saint-Laurent est isolé des autres populations de la côte atlantique. Des contacts entre les poissons de ces deux zones demeurent possibles, mais selon toute probabilité, ils seraient exceptionnels. À l'appui de la théorie de l'isolement, signalons qu'entre 1920 et 1965, la pêche commerciale a continuellement enregistré des prises de bars rayés dans le fleuve Saint-Laurent, tandis qu'aucune prise n'était enregistrée durant la même période dans l'aire de répartition de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent (de 1935 à 1968; Douglas *et al.*, 2003). Au cours des années 1980, la capture de plusieurs douzaines de bars rayés autour de la péninsule gaspésienne et au milieu du fleuve Saint-Laurent a laissé croire au rétablissement de la population locale (COSEPAC, 2004). Les études de marquage donnent lieu de croire que les bars rayés capturés dans la région de la baie des Chaleurs et de la Gaspésie provenaient en fait de la population de la rivière Miramichi (Bradford et Chaput, 1996; Douglas *et al.*, 2003). Depuis 2008, la hausse de l'abondance du bar rayé dans la rivière Miramichi se traduit par des prises accrues dans la baie des Chaleurs et en Gaspésie (depuis Restigouche jusqu'à Gaspé; V. Bujold, MRNF, comm. pers., avril 2012).

Unités désignables

Au Canada, on reconnaît trois unités désignables (UD) de bar rayé : l'UD de la baie de Fundy, l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent et l'UD du fleuve du Saint-Laurent. Deux de ces UD répondent au critère de caractère distinct des lignes directrices du COSEPAC (2010a), car elles sont présentes dans des zones biogéographiques nationales d'eau douce du COSEPAC (ZBNED) distinctes, soit dans la ZBNED des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent et dans la ZBNED du bas

Saint-Laurent (UD du fleuve Saint-Laurent), et dans la ZBNED des Maritimes (UD du sud du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy). D'après les renseignements tirés d'études de marquage et l'analyse de l'ADN mitochondrial et nucléaire, l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent est distincte de celle de la baie de Fundy (Bentzen *et al.*, 2009; Bradford *et al.*, 2012). D'après des données de marquage-recapture, l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent était également distincte de l'UD disparue du fleuve Saint-Laurent.

L'UD de la baie de Fundy se compose de la population connue de la rivière Shubéanacadie (Nouvelle-Écosse) et d'une population reproductrice présumée dans la rivière Saint-Jean (Nouveau-Brunswick). Le bar rayé utilise également la rivière Annapolis pour se nourrir, mais aucune reproduction réussie n'a été observée à cet endroit depuis au moins 1976.

L'UD du fleuve Saint-Laurent se compose maintenant de la population réintroduite dans le fleuve Saint-Laurent. Cette nouvelle population provient de l'élevage de bars rayés originaires de la rivière Miramichi (Pelletier, 2009; Pelletier *et al.*, 2009, 2010) et du déplacement direct de jeunes de l'année. On considère toutefois la population du fleuve Saint-Laurent comme une UD distincte sur le plan de l'écologie et de l'évolution. Jusqu'ici, aucune étude n'a relevé de réelle migration naturelle entre l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent et celle du fleuve du Saint-Laurent. Pour ce qui est de l'écologie de l'habitat, on note un déclin marqué de la fréquentation de l'habitat du bar rayé à l'est de Kamouraska, où les caractéristiques de l'habitat diffèrent (sédiments, plan d'eau et température) de celles de la zone allant de l'anse Sainte-Anne à La Pocatière (Pelletier *et al.*, 2010). La population récemment introduite montre des schémas de répartition semblables à ceux observés chez les individus de la population aujourd'hui disparue du pays, et significativement différents de ceux de la population de la rivière Miramichi (Douglas *et al.*, 2006; Pelletier *et al.*, 2011). Selon les observations réalisées jusqu'à présent, on peut croire à un isolement reproductif attribuable à l'isolement géographique des deux UD (voir la section **Structure spatiale et variabilité des populations**). La population de bar rayé réintroduite dans le fleuve Saint-Laurent semble en voie de s'étendre dans l'ensemble de l'aire de répartition géographique originale de la population disparue du pays (Pelletier, 2009; Pelletier *et al.*, 2009, 2010), s'est déjà reproduite naturellement dans au moins une frayère (à l'embouchure de la rivière du Sud, à Montmagny), et a réussi à engendrer des petits qui survivent dans le réseau (Legault, 2012).

Dans l'ensemble, les milieux particuliers dans lesquels les poissons de chacune des UD (fleuve Saint-Laurent et nord du golfe du Saint-Laurent; sud du golfe du Saint-Laurent et rivière Miramichi; baie de Fundy) évoluent durant les phases littorale marine et d'eau douce de leur cycle vital, les schémas de dispersion distincts requis pour survivre dans ces zones, la reproduction naturelle confirmée et la présence de frayères dans le fleuve Saint-Laurent laissent supposer un certain niveau d'isolement reproductif dû à l'isolement géographique des deux populations de chaque UD, ainsi que l'importance sur le plan de l'évolution de reconnaître des UD distinctes. À titre de population réintroduite, les bars rayés du fleuve Saint-Laurent peuvent être inclus dans

l'évaluation de l'espèce, conformément aux lignes directrices 3 et 7 (réintroductions intra-limites à des fins de conservation) de l'annexe E7 – Lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées (COSEPAC, 2010), et être considérés comme formant une UD distincte.

Importance

Le bar rayé est un important prédateur de niveau trophique supérieur dans les milieux marins littoraux et, étant donné son cycle vital anadrome, il crée un lien entre les milieux d'eau douce, estuariens et marins. Localement, il a fait l'objet d'une importante pêche récréative, commerciale et autochtone, qui se poursuit encore en certains endroits.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

L'aire de répartition naturelle du bar rayé couvre la côte atlantique de l'Amérique du Nord, du fleuve Saint-Laurent au fleuve St. Johns, dans le nord-est de la Floride (Scott et Crossman, 1973; Scott et Scott, 1988). Des populations indigènes de bars rayés ont déjà fréquenté les eaux des affluents du golfe du Mexique, depuis le fleuve Suwannee, dans le nord-ouest de la Floride, jusqu'au lac Pontchartrain, en Louisiane (Lee *et al.*, 1980; Bain et Bain, 1982).

En 1879, on a introduit le bar rayé dans l'estuaire commun des fleuves Sacramento et San Joaquin, en Californie, sur la côte pacifique des États-Unis (Bonn *et al.*, 1976). Ce premier groupe s'étant multiplié, des populations se sont progressivement établies dans les fleuves de la côte ouest des États-Unis (Hart, 1973; Lee *et al.*, 1980; Setzler *et al.*, 1980), s'aventurant à l'occasion dans les eaux canadiennes de l'océan Pacifique (Hart, 1973).

L'espèce peut vivre en eau douce et, dans certains cas, y demeurer tout au long de son cycle vital (Scruggs, 1957). Son introduction dans plusieurs lacs et réservoirs du monde, à des fins de pêche récréative, a connu plus ou moins de succès (Lee *et al.*, 1980; Setzler *et al.*, 1980). À certains endroits, des populations se reproduisant naturellement se sont établies. Ailleurs, le bar rayé montre une bonne croissance, mais ne se reproduit pas. Le maintien des stocks pour la pêche récréative requiert donc des programmes d'ensemencement permanents (Lee *et al.*, 1980).

Les plus fortes concentrations de bar rayé se trouvent au milieu de l'aire de répartition de l'espèce, soit dans la baie de Chesapeake (Maryland), dans le fleuve Hudson (État de New York) et dans le fleuve Delaware (Maryland) (Douglas *et al.*, 2003).

Aire de répartition canadienne

Au Canada, le bar rayé se trouve à l'extrémité nord de son aire de répartition nord-américaine. Les populations canadiennes sont exclusivement anadromes. Selon les registres, ces populations ont déjà frayé dans cinq cours d'eau : dans les rivières Saint-Jean et Miramichi, au Nouveau-Brunswick, dans les rivières Annapolis et Shubéanacadie, en Nouvelle-Écosse, et dans le fleuve Saint-Laurent, au Québec. Elles sont présentes dans trois zones biogéographiques nationales d'eau douce (ZBNED) définies par le COSEPAC : celle des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (ZBNED 10), celle du bas Saint-Laurent (ZBNED 9) et celle des Maritimes (ZBNED 1) (figure 2).

Les aires d'hivernage et de reproduction ne se chevauchent pas nécessairement et peuvent occuper des bassins hydrographiques différents (MPO, 2006). On estime à 44 810 km² la zone d'occurrence des trois UD, laquelle inclut une zone tampon de 10 km de largeur d'habitat marin littoral. L'indice de zone d'occupation (IZO) total (selon une grille de 2 km x 2 km) a été estimé à environ 200 km² en fonction des aires de reproduction.

UD du sud du golfe du Saint-Laurent

La zone d'occurrence du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent comprend la zone littorale de tout le sud du golfe du Saint-Laurent (Douglas et Chaput, 2011a, b). Les registres témoignent de captures de bars rayés immatures et adultes au Québec, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard. D'après des données tirées d'études de capture-marquage-recapture et des débarquements commerciaux, Douglas *et al.* (2003) ont délimité la zone d'occurrence du bar rayé dans le sud du golfe, au nord-ouest par les zones littorales de Percé (Québec), à l'est par Chéticamp (cap Breton, Nouvelle-Écosse) et au nord par l'Île-du-Prince-Édouard (MPO, 2011). Étant donné que le bar rayé du sud du golfe fréquente principalement les zones littorales et se trouve rarement en eau douce, on devrait définir la zone d'occurrence comme une bande de 10 km de largeur à partir de la zone intertidale, longeant la côte entre la Gaspésie et le cap Breton en passant par l'Île-du-Prince-Édouard. On estime ainsi la zone d'occurrence à 20 260 km (de Cap-Gaspé à Cap-Nord, île du Cap-Breton, à l'exclusion de l'île Saint-Paul [D.K. Cairns, MPO, comm. pers.; Cairns *et al.*, 2012]). L'IZO est estimé à < 100 km², étant donné que les reproducteurs de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent utilisent invariablement une seule aire de reproduction, soit l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest. Le nombre de localités est établi à un, puisqu'il n'existe qu'une seule frayère connue dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, où la perturbation de l'habitat pourrait mettre la population en péril. En outre, bien que les pêches (prises accessoires et pêche dirigée) représentent une menace plus diffuse, elles se combinent pour réduire l'échappée à une seule population reproductrice.

UD de la baie de Fundy

Les populations indigènes de la baie de Fundy occupent ou ont déjà occupé les rivières Shubéanacadie et Annapolis, en Nouvelle-Écosse, et la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick. Des études génétiques récentes confirment que la zone d'occurrence de la population de la rivière Shubéanacadie s'étend au moins jusqu'à la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick (Bentzen *et al.*, 2009; Bradford *et al.*, 2012), mais la population reproductrice de la rivière Annapolis est considérée disparue du pays (MPO, 2006).

La présence simultanée de bars d'origine canadienne et américaine dans la baie de Fundy a été démontrée par l'analyse des caractères méristiques et morphométriques, par la recapture de spécimens marqués, par la fréquence de certains parasites, par électrophorèse de protéines sanguines et par analyse de l'ADN mitochondrial ou nucléaire (Melvin, 1978; Dadswell *et al.*, 1984; Hogans, 1984; Harris et Rulifson, 1988; Waldman *et al.*, 1988; Wirgin *et al.*, 1993, 1995; Diaz *et al.*, 1997; Robinson, 2000; Robinson *et al.*, 2004; Bradford *et al.*, 2012).

Dans le réseau de la rivière Shubéanacadie, le bar rayé fraye dans la rivière Stewiacke, environ 3 à 6 km en amont de la confluence des deux rivières, à proximité de l'interface eau salée-eau douce (Rulifson et Tull, 1999). On peut déterminer la zone d'occurrence de la population de la rivière Shubéanacadie à partir des données de recapture de bars rayés marqués dans le bassin de 1999 à 2002, du génotype d'échantillons prélevés de 1999 à 2006 (Bradford *et al.*, 2012) et du génotypage de l'ADN à partir de tissus conservés (Bradford et LeBlanc, 2011). Selon la plus récente étude génétique réalisée par Bradford *et al.* (2012), la zone d'occurrence correspond à la zone comprise entre le golfe du Maine et le sud de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, et non uniquement à la zone comprise entre la rivière Shubéanacadie et la rivière Saint-Jean (MPO, 2006). La zone d'occurrence aurait donc une superficie estimative de 13 550 km² en incluant les 10 km de bande littorale.

En ce qui concerne la population de la rivière Saint-Jean, les connaissances locales indiquent que le bar rayé aurait déjà frayé dans plusieurs localités, par exemple dans la baie de Belleisle et dans le lac Grand, mais on croit que la principale frayère se trouve à la limite de marée, un peu en aval du barrage de Mactaquac et de Fredericton, au Nouveau-Brunswick (Institut canadien des rivières, 2011). Depuis 1967, toutefois, la reproduction n'a été confirmée qu'une seule fois, en 1979, dans la baie de Belleisle (Douglas *et al.*, 2003).

Les zones d'occurrence des trois populations de bar rayé de l'UD de la baie de Fundy se chevauchent (MPO, 2011) pour former une zone d'occurrence globale qui correspond à la baie de Fundy (Bradford *et al.*, 2012). La superficie de la baie de Fundy est d'environ 14 500 km². La superficie de la bande située à moins de 10 km du plateau continental représente environ 60 % de l'habitat aquatique de la baie de Fundy (9 000 km²).

On estime la zone d'occurrence totale de toutes les populations à 22 550 km² et l'IZO (la frayère de la rivière Stewiacke pour la population de la rivière Shubénacadie) à < 100 km². Le nombre de localités est établi à un, puisqu'il n'existe qu'une frayère connue dans le bassin de la rivière Shubénacadie où la perturbation locale de l'habitat, les prises accessoires, la pêche dirigée et la pêche illégale représentent les menaces les plus graves. La présence d'une population reproductrice dans la rivière Saint-Jean n'est pas assez bien établie pour justifier la reconnaissance d'une deuxième localité (p. ex., malgré des relevés effectués sporadiquement jusqu'en 2009, on n'a observé aucun œuf ou jeune de l'année depuis 1979, Bradford *et al.*, 2012).

UD du fleuve du Saint-Laurent

Autrefois, le bar rayé du fleuve Saint-Laurent fréquentait un tronçon du fleuve d'une longueur de 300 km allant du lac Saint-Pierre à Baie-Saint-Paul sur la rive nord, ou à l'Isle Verte (Île Verte) sur la rive sud. De juillet à octobre, on trouvait des bars rayés adultes de la population aujourd'hui disparue du pays sur les hauts-fonds, aux alentours des îles, des îlots et des récifs, et dans les eaux peu profondes le long de la rive sud, de la rive nord, de l'île d'Orléans, et depuis la côte de Beaupré au jusqu'à Cap-Tourmente (Robitaille, 2001).

D'après les captures et les observations compilées à propos de la population de bars rayés réintroduite, on considère aujourd'hui que cette population fréquente le même tronçon du fleuve Saint-Laurent (Pelletier *et al.*, 2010, 2011). Effectivement, depuis son introduction en 2002, le bar rayé a fait l'objet de captures dans la zone comprise entre l'est de l'île de Montréal et Rimouski (Sainte-Luce), mais la vaste majorité (98 %) des prises et des observations ont été faites dans le tronçon allant du lac Saint-Pierre à Rivière-du-Loup, sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent (MPO, 2010a; A.M. Pelletier, MRNF, comm. pers., avril 2012). On a aussi capturé des bars rayés sur la rive nord du Saint-Laurent (région de la Côte-Nord; N = 2) et dans le fjord du Saguenay (N = 10). Des bars rayés (N = 2; spécimens marqués) ont été capturés par des pêcheurs récréatifs tout juste en aval du barrage de Saint-Ours (rivière Richelieu), en juin 2004. En 2012, un filet maillant installé dans le premier bassin de la passe migratoire Vianney-Legendre (barrage de Saint-Ours) a retenu un spécimen en juin, durant les activités de reproduction artificielle du suceur cuivré (N. Vachon, MRNF, comm. pers., 2012).

À l'automne, on a observé l'isolement des juvéniles (d'âge 0+), dans une zone couvrant de 146,3 km², dans l'anse Sainte-Anne, près de La Pocatière (Pelletier *et al.*, 2010). Cette zone est aujourd'hui reconnue comme un habitat essentiel aux termes de la LEP (Robitaille *et al.*, 2011). D'après les données de capture de la population disparue du pays et les caractéristiques de l'habitat de l'anse Sainte-Anne, on estime actuellement que l'habitat printanier et estival possible des juvéniles couvre une superficie de 940 km² allant de Neuville à Rivière-Ouelle (Pointe-aux-Orignaux).

Au cours du printemps et de l'été 2011, une étude de surveillance de la reproduction et de la ponte a permis de localiser et de confirmer la première frayère active de la nouvelle population de bars rayés du fleuve Saint-Laurent. Cette aire de reproduction correspond à l'embouchure du bassin de la rivière du Sud, à Montmagny (Legault, 2012). D'après une étude microchimique préliminaire des otolites, il pourrait exister une ou deux autres frayères (I. Gauthier, NRMF, comm. pers., 2012).

Étant donné la récente réintroduction du bar rayé dans cette UD et les renseignements limités dont on dispose sur la répartition et les aires de reproduction, il serait prématuré de calculer la zone d'occurrence ou l'IZO. On présume cependant que la zone d'occurrence et l'IZO ne sont pas supérieurs à ceux de la population historique. Selon de récentes études microchimiques des otolites, les jeunes bars rayés pourraient provenir d'une seule frayère, mais peut-être aussi de deux ou trois (I. Gauthier, NRMF, comm. pers., 2012). Toutefois, comme cette UD ne comprend qu'une seule frayère confirmée où les perturbations locales de l'habitat et les pêches dispersées menacent de réduire l'échappée, le nombre de localités est établi à un.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Suivant les stades de son cycle vital, le bar rayé fréquente de milieux très variés, les plus importants étant ceux où ont lieu la fraye, l'incubation, le séjour, la croissance et l'alimentation, ainsi que les aires d'hivernage et de rassemblement avant la fraye (MPO, 2006). Des aires de reproduction ont été localisées dans la rivière Miramichi Nord-Ouest pour l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent, dans la rivière Shubéanacadie, la rivière Saint-Jean (historiquement) et la rivière Annapolis (historiquement) pour l'UD de la baie de Fundy (Jessop, 1990, 1991; Melvin, 1991; Dudley et Black, 1978; Van den Avyle et Maynard, 1994) et, en 2011, dans le fleuve Saint-Laurent pour l'UD nouvellement introduite du fleuve Saint-Laurent (bassin de la rivière du Sud, à Montmagny) (Legault, 2012).

Dans la plupart des populations de bars rayés, la fraye, l'incubation et le développement précoce des larves se produisent en eau douce ou légèrement saumâtre. La population de la rivière Shubéanacadie, par contre, fraye dans un tronçon de son principal affluent, la rivière Stewiacke, qui subit l'effet d'un mascaret¹. Les jeunes de cette population de bars rayés semblent adaptés à ces conditions et mieux tolérer les écarts de température et de salinité que les autres populations de bars rayés d'Amérique (Bergey *et al.*, 2003; Cook, 2003; Cook *et al.*, 2006; 2010). Comme les bars rayés immatures tolèrent de plus vastes écarts quant aux conditions physiques et chimiques que les larves ou les jeunes de l'année (Bain et Bain, 1982; Bogdanov *et al.*, 1967, cité dans Pelletier *et al.*, 2010), ils sont en mesure de coloniser divers

¹ Mascaret : vague déferlante à front raide qui naît dans certains estuaires ou baies en forme d'entonnoir lorsque la marée montante affronte le courant descendant.

milieux caractérisés par d'importantes variations de la température de l'eau, de la teneur en oxygène dissous, de la salinité et du débit (Pelletier *et al.*, 2010).

Aux stades juvénile et adulte, le bar rayé fréquente les milieux côtiers et estuariens (Bain et Bain, 1982) ainsi que les réseaux d'eau salée (COSEPAC, 2004). Plusieurs études mentionnent l'utilisation d'herbiers de zostère marine (*Zostera marina*) par le bar rayé dans les estuaires (Joseph *et al.*, 2006; Bologna, 2007; Weldon *et al.*, 2007, 2009; Klassen, 2010). La zostère marine joue un rôle important pour plusieurs espèces de poissons, à différents stades du cycle vital, y compris pour le bar rayé, qui l'utilise pour croître, pour se nourrir et pour s'abriter. Un programme de pêche à la senne de rivage mené dans un habitat de la zostère marine par le MPO et des groupes communautaires dans les cours d'eau qui longent le détroit de Northumberland a permis de capturer de jeunes bars rayés de l'année (programme CAMP; Weldon *et al.*, 2007, 2008). Dans la seule rivière Miramichi, on a capturé 2 277 jeunes bars rayés de l'année, principalement en août, dans tous les lieux de prélèvement caractérisés par un herbier de zostère marine submergée (Weldon *et al.*, 2008). Dans le cadre du programme d'indice de l'intégrité écologique estuarienne du parc national de Kouchibouguac, on observe également des jeunes de l'année dans l'habitat de la zostère marine depuis 1997 (Klassen, 2010).

En automne, les bars rayés jeunes et adultes migrent vers les estuaires ou des milieux d'eau douce pour hiverner (voir la section **Dispersion et migration**). On estime que ce comportement leur permet d'éviter les basses températures océaniques, en hiver (voir la section **Biologie**). Les aires d'hivernage et de reproduction ne se chevauchent pas nécessairement et peuvent se situer dans des bassins hydrographiques différents (MPO, 2006). D'après une analyse du rapport calcium-strontium des otolites de la population de bars rayés de la rivière Shubéanacadie, Gemperline *et al.* (2002, cité dans Bradford et LeBlanc, 2011) ont démontré que le bar rayé peut hiverner dans différents milieux (eaux douces, estuaires, milieux marins) au cours de son cycle vital.

Après la période d'hivernage (de décembre à mars) et la fonte printanière, le bar rayé se déplace vers les estuaires. L'aire de rassemblement précédant la fraye des bars rayés de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent se situerait à la confluence des rivières Miramichi Sud-Ouest et Nord-Ouest (île Beaubears) (Douglas *et al.*, 2009). Cette aire de rassemblement se trouve à une distance de 15 à 18 km de la frayère (Douglas *et al.*, 2009). L'aire de rassemblement avant la fraye de la population de la rivière Shubéanacadie (UD de la baie de Fundy) se trouve à la confluence des rivières Shubéanacadie et Stewiacke. Ces aires de rassemblement avant la fraye pourraient se révéler essentielles à la maturation des gonades ou être caractérisées par des conditions environnementales favorables à la reproduction (Bradford et LeBlanc, 2011). En ce qui concerne l'UD du fleuve Saint-Laurent, on n'a encore repéré aucune aire de rassemblement avant la fraye autre que la frayère elle-même, située à l'embouchure du bassin de la rivière du Sud à Montmagny, un endroit où la rivière décharge une forte proportion d'eau douce à cette période du printemps (Legault, 2012).

Tendances en matière d'habitat

Comme les bars rayés juvéniles et immatures se nourrissent le long des rives du fleuve Saint-Laurent (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1997), les rives constituent un habitat important (Robitaille, 2010). Le fleuve Saint-Laurent, l'une des principales voies navigables du Canada, a fait l'objet de modifications considérables au fil du temps pour accommoder la navigation commerciale. Depuis la fin des grands ouvrages de dragage de capitalisation, les travaux d'entretien nécessitent le dragage de 519 250 m³ de matières par année, en moyenne, dans l'ensemble de la zone fluviale, de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Villeneuve et Quilliam, 2000, cité dans Hatin *et al.*, 2007).

La zostère marine, largement reconnue comme composante importante des écosystèmes côtiers de l'est du Canada et comme habitat principal de nombreuses espèces, notamment du bar rayé (Joseph *et al.*, 2006; Bologna, 2007; Weldon *et al.*, 2007, 2009; Klassen, 2010; Côté, 2012), est considérée en déclin en raison de l'eutrophisation, des perturbations causées par le crabe européen et des changements environnementaux (Hanson, 2004). À Terre-Neuve-et-Labrador, on a fait l'essai de protocoles de remise en état des herbiers de zostère par la replantation de porte-greffes; cette méthode constitue une percée prometteuse pour les futures mesures de gestion.

UD du sud du golfe du Saint-Laurent

L'habitat du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent possède très peu de caractéristiques propres. Cependant, la perte d'habitat et la dégradation de l'habitat ne semblent pas représenter un problème pour l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent. En fait, la fermeture de la fabrique de pâtes qui se trouvait sur la rivière Miramichi pourrait même avoir amélioré la qualité de l'habitat (MPO, 2011). Au fil des ans, l'habitat de reproduction de la rivière Miramichi Nord-Ouest a fait l'objet d'études sur le plan de la répartition, de la température et de la salinité (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1997); Robinson (2000) y a répertorié les déplacements des bars rayés aux premiers stades de leur cycle vital, et Douglas *et al.* (2009) y ont étudié le comportement des bars rayés avant, durant et après la fraye (Douglas *et al.*, 2009). Selon des prélèvements à la senne de rivage, le déplacement des jeunes de l'année dans l'ensemble du golfe du Saint-Laurent requiert l'utilisation d'une multitude de milieux différents (Douglas et Chaput, 2011a). En outre, les études acoustiques menées dans la rivière Miramichi et le sud du golfe du Saint-Laurent établissent des relations entre la localisation et le comportement des poissons, d'une part, et la température, d'autre part (Douglas *et al.*, 2003). Dans le parc national de Kouchibouguac, la répartition et le comportement en hiver ont été mis en relation avec la température et la salinité (Bradford *et al.*, 1997a) (voir la section **Biologie**).

UD de la baie de Fundy

On considère que les frayères du bar rayé dans la rivière Annapolis ont été touchées par des modifications de la qualité ou des propriétés physico-chimiques de l'eau, elles-mêmes liées à des changements du régime d'écoulement attribuables à la construction du pont-jetée et de la centrale marémotrice d'Annapolis (voir **Menaces et facteurs limitatifs**). Dans la rivière Annapolis, on a aussi attribué l'arrêt de la reproduction à des conditions physico-chimiques inadéquates, en l'occurrence à la pollution agricole ou à un pH excessivement bas (Jessop, 1995). D'après les données récentes de surveillance de la qualité de l'eau de la rivière, les conditions sont demeurées relativement stables au cours des dix dernières années, malgré une augmentation modérée, mais constante, de la température de l'eau (Freeman, 2012). Dans la rivière Saint-Jean, on estime que la construction du barrage de Mactaquac, en 1967, est en partie responsable de la disparition des frayères tout juste en aval du barrage (Douglas *et al.*, 2003). Depuis les années 1970, cependant, d'autres aspects de la qualité de l'eau se sont améliorés (Institut canadien des rivières, 2011).

UD du fleuve du Saint-Laurent

Parmi les opérations de dragage annuelles, la plus importante vise l'entretien d'une voie navigable de 9,7 km² près de l'île d'Orléans. Depuis le milieu du 19^e siècle, des centaines de millions de mètres cubes de sédiments ont été retirés du fleuve Saint-Laurent dans la région de Québec afin de créer des voies navigables et des ports (Villeneuve et Quilliam, 2000, cité dans Hatin *et al.*, 2007). La perte d'habitat et la détérioration de la qualité de l'habitat attribuables aux activités de dragage durant la construction de la voie navigable pourraient avoir contribué à la disparition de l'UD du fleuve Saint-Laurent. Les aires de croissance estivale des bars immatures, situées en périphérie de plusieurs îles du Saint-Laurent, ont été modifiées par le délestage des déblais de dragage (Robitaille, 2001). Ce changement a eu pour effet de reléguer les bars rayés à quelques endroits le long de la rive sud, qui sont vite devenus des secteurs de pêche très fréquentés (Robitaille et Girard, 2002). On estime à près de 360 ha la perte d'habitat du poisson entre 1945 et 2008 dans le tronçon compris entre le pont de Québec et celui de l'île d'Orléans (Robitaille *et al.*, 1988). Depuis 1975, toutefois, les pratiques de dragage ont changé : elles se limitent maintenant à l'entretien et visent des quantités de sédiments bien inférieures à celles des opérations d'origine, destinées à élargir et à creuser la voie navigable.

Depuis 2009, aucun délestage des déblais de dragage ne se fait dans l'habitat à proximité des aires d'alimentation des bars rayés immatures de la population disparue du pays (au sud de l'île Madame, près de l'île d'Orléans) (MPO, 2010c). En outre, la Garde côtière canadienne étudie actuellement des façons de réduire l'incidence environnementale du dragage d'entretien de la Voie maritime du Saint-Laurent et des sites de délestage qui en résultent (MPO, 2006).

BIOLOGIE

Au Canada, les populations de bars rayés sont exclusivement anadromes. Pour compléter son cycle vital, le bar rayé doit donc se déplacer entre un habitat de reproduction en eau douce et des aires d'alimentation en eau saumâtre ou salée, dans les estuaires ou le long des côtes.

Cycle vital et reproduction

Fraye

Le bar rayé remonte les cours d'eau au printemps pour frayer. Les frayères se situent en milieux d'eau douce exposés aux marées, près de la limite supérieure de la zone de transition entre l'eau douce et l'eau salée des estuaires, soit en eau douce ou légèrement saumâtre (Raney, 1952). Au Canada, comme certains bars rayés hivernent en eau douce (Jessop, 1980; Hogans, 1984; Rulifson et Dadswell, 1995), ils migrent vers les eaux saumâtres au printemps pour frayer. On observe une progression graduelle de la saison de reproduction, du sud au nord de l'aire de répartition (Bradford et LeBlanc, 2011).

La fraye est déclenchée par la hausse de la température de l'eau. Le comportement reproducteur a été décrit surtout chez des populations des États-Unis, qui frayent plus tôt au printemps, mais dont la saison de reproduction dure plus longtemps (Pearson, 1938; Merriman, 1941; Raney, 1952; Karas, 1974; Setzler *et al.*, 1980; Setzler-Hamilton *et al.*, 1981; Rulifson *et al.*, 1993; Van den Avyle et Maynard, 1994, cité dans Douglas *et al.*, 2009).

Au Canada, le bar rayé fraye en mai et juin. Cette période correspond à l'augmentation de la température de l'eau au-dessus de 10 à 15 °C (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1997). La saison de reproduction peut durer de deux à quatre semaines (Rulifson et Dadswell, 1995; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1996; Rulifson et Tull, 1999). Les poissons frayent près de la surface, souvent au crépuscule. La laitance et les œufs, rejetés simultanément dans la colonne d'eau, se dispersent librement.

UD du sud du golfe du Saint-Laurent

La seule frayère confirmée de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent se trouve dans la rivière Miramichi Nord-Ouest. Selon de récentes études de suivi acoustique, les reproducteurs demeurent très fidèles à l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest (Douglas *et al.*, 2009). Il semble que les conditions hydrologiques particulières de ce secteur soient favorables au développement et à la survie des œufs (Douglas et Chaput, 2011a, b). La chronologie reproductive est prévisible et l'abondance des reproducteurs fait l'objet de surveillance depuis 1993 (Bradford *et al.*, 1995; Bradford et Chaput, 1996; 1998; Douglas *et al.*, 2001, 2003; 2006, 2009; Douglas et Chaput, 2011a,b).

La distribution des classes de taille et des classes d'âge de la population est demeurée constante au fil du temps (Douglas et Chaput, 2011a). Les bars rayés âgés de 3 ans (de 35 à 45 cm) à 5 ans (de 40 et 50 cm) demeurent les plus nombreux. Les recrues mâles ont en général 3 ans et les femelles, 4 ans. Bien que la proportion de bars rayés de 5 à 7 ans ait augmenté au sein du stock de géniteurs depuis 2003, elle demeure faible comparativement à celle des classes d'âge inférieures (Douglas et Chaput, 2011b). Certains bars rayés peuvent cependant continuer de se reproduire pendant 20 ans ou plus (Secor, 2000), même s'ils ne frayent pas chaque année (Waldman *et al.*, 1990).

Durant la saison de reproduction, on note souvent un biais sexuel très prononcé en faveur des mâles (Douglas *et al.*, 2003; Douglas et Chaput, 2011 b). Lors d'un relevé effectué au filet-trappe en collaboration avec la Première Nation Natua'quanek, en 2008, on a observé un rapport de 1 femelle pour 4,14 mâles (Comeau, 2008).

Dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, le bar rayé fraye au début au milieu de juin (Douglas *et al.*, 2006). La migration des reproducteurs vers la frayère a lieu au même moment que celle des clupéidés, en particulier du gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et de l'alose d'été (*Alosa aestivalis*), capturés dans des engins de pêche commerciale dans l'estuaire (Douglas *et al.*, 2006; Douglas et Chaput, 2011a, b). D'après les résultats d'études de suivi par télémétrie acoustique réalisées en 2004 et 2005, les bars rayés mâles et femelles se déplacent de l'aire de rassemblement à la frayère en même temps. On observe ce déplacement simultané aussi bien chez les géniteurs qui hivernent dans le système de la rivière Miramichi que chez ceux qui hivernent ailleurs. Selon plusieurs études, ce n'est pas la température absolue (~ 10 °C), mais plutôt l'augmentation de température qui provoque le départ du bar rayé vers la frayère (Secor et Houde, 1995; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1996; Douglas *et al.*, 2009). Les mâles et les femelles se regroupent à la surface de l'eau et libèrent leurs gamètes simultanément (Douglas et Chaput, 2011a). Des études de marquage acoustique réalisées de 2003 à 2010 ont révélé que les bars rayés qui frayent dans la rivière Miramichi Nord-Ouest sont fidèles à leur frayère. L'occupation de la frayère se limite à une ou deux semaines. Les femelles quittent la frayère de la rivière Miramichi plus tôt que les mâles, ces derniers demeurant beaucoup plus longtemps dans l'estuaire. En 2010, les mâles (N = 10, portant des marques acoustiques) ont quitté l'estuaire en moyenne le 1^{er} juin (entre le 25 mai et le 26 juin), tandis que les femelles sont parties autour du 27 mai (entre le 20 mai et le 1^{er} juin) (Douglas et Chaput, 2011b).

UD de la baie de Fundy

La rivière Shubéanacadie, propice au mascaret, demeure la principale aire de reproduction de l'UD de la baie de Fundy (Rulifson et Tull, 1999). La majeure partie de l'activité de reproduction se produit lorsque la salinité de l'eau est faible (< 1 à 2‰) et que la température est d'environ 15 à 16 °C . Soumise à l'influence combinée des mouvements de marée et des conditions météorologiques, la période de reproduction varie (durant la première semaine de juin en 2000 et 2011, et à la mi-mai en 2009 et 2010; Duston, 2010; Bradford et Leblanc, 2011).

Dès la fin du 19^e siècle, des observations faisaient état d'activités de reproduction du bar rayé, en juin, dans la rivière Saint-Jean, entre Fredericton et Mactaquac (Cox, 1893). Selon les connaissances locales, le bar rayé aurait utilisé plusieurs localités, notamment dans la baie de Belleisle et dans le lac Grand, mais on croit que la principale frayère se trouvait à la limite de marée, à proximité du barrage de Mactaquac et de Fredericton (Institut canadien des rivières, 2011).

Dans la rivière Annapolis, en Nouvelle-Écosse, la frayère se situait à plus ou moins 32 à 40 km en amont du pont-jetée de la rivière Annapolis, de même que dans les eaux sans marée de la rivière, entre Middleton et Bridgetown (Williams *et al.*, 1984; Jessop, 1990, 1995). À cet endroit, la largeur de la rivière est de 30 m, et la profondeur est de $1,2$ à $2,0$ m. Le fond sablonneux est parsemé de roches et de blocs de basalte et de granit. Historiquement, la fraye débutait lorsque la température de l'eau atteignait 15 °C (Parker et Doe, 1981), habituellement à la fin mai ou au début juin (Rulifson *et al.*, 1987), mais aucun signe ne laisse supposer que des activités de reproduction aient encore lieu aujourd'hui.

UD du fleuve du Saint-Laurent

En étudiant les déplacements automnaux des bars rayés de grande taille (d'une longueur totale supérieure à 370 mm) vers l'amont, des biologistes ont établi que la population aujourd'hui disparue du pays se reproduisait dans le lac Saint-Pierre (Montpetit, 1897; Vladykov, 1947; Vladykov et Brousseau, 1957; Cuerrier, 1962; Magnin et Beaulieu, 1967; Robitaille, 2010) et que la fraye avait lieu de la mi-mai à la mi-juin (Vladykov et Brousseau, 1957). Dans cette partie du fleuve Saint-Laurent, c'est autour du début juin que la température de l'eau passe au-dessus de 15 °C (Robitaille, 2010), une condition essentielle au déclenchement de la fraye chez cette espèce (Raney, 1952; Shannon et Smith, 1967; Robitaille, 2010). Selon les plus récentes données sur les prises et l'analyse microchimique des otolites du bar rayé de la population nouvellement introduite, la fraye pourrait cependant avoir lieu ailleurs que dans le lac Saint-Pierre. Depuis 2003, seules 19 observations ont été signalées dans le lac Saint-Pierre (juillet 2008, juin 2009), malgré les pressions relativement fortes exercées par la pêche récréative. En mai 2010, par contre, les nombreuses prises de bar rayé ($N=148$, 40% ayant une longueur totale > 400 mm; Pelletier, 2009) et l'échantillonnage de larves de bar rayé semblaient témoigner d'activités de fraye à Montmagny (Québec). En 2011, le MRNF a repéré des reproducteurs (soit des

poissons d'une longueur totale > 400 mm, N = 93) à l'embouchure du bassin de la rivière du Sud, à Montmagny, à partir du 23 mai, alors que la température de l'eau était de 13,2 °C. Les captures de post-reproducteurs indiquent que la période de fraye a eu lieu alors que la température moyenne de l'eau se situait entre 17,6 et 19,0 °C (Legault, 2012). On a ensuite prélevé des œufs et des larves de bar rayé, entre le 6 et le 16 juin (Côté, 2012). Les caractéristiques bathymétriques et hydrodynamiques de cette zone subissent l'influence des cycles de marée. La marée a une amplitude moyenne de 4,7 m et les isobathes varient de - 2,2 à 2,6 m. Des deux côtés de l'aire de reproduction, on note une prédominance d'îles émergées (altitude de 2,0 à 2,6 m) encadrant un chenal principal d'une profondeur de 1,5 m. À cet endroit, l'eau est faiblement salée (< 0,2 ‰ à marée basse et de 0,2 à 2,5 ‰ à marée haute; Gagnon *et al.*, 1993), étant donné que la rivière du Sud décharge une forte proportion d'eau douce durant la saison de reproduction printanière. D'après un relevé de la pêche récréative à la ligne réalisé en mai et juin 2010 (Beaudry, 2010), le bassin de la rivière du Sud, à Montmagny, serait occupé uniquement durant la période de reproduction. Une campagne de marquage acoustique vient soutenir cette hypothèse et confirme une forte diminution de la fréquentation de ce secteur par le bar rayé de la mi-juin au mois d'octobre (Bujold et Legault, 2012).

Des études de marquage réalisées par l'Ocean Tracking Network (OTN) aux environs de la centrale nucléaire Gentilly-2 n'ont pas encore révélé la présence de frayères (Bujold et Legault, 2012). L'existence d'aires de reproduction à cet endroit demeure possible et mérite des recherches plus poussées. Des captures de bars rayés de grande taille à des stades de maturité avancés (pré-reproducteurs, reproducteurs et post-reproducteurs) ont été signalées, surtout entre mars et mai, dans la zone fluviale associée au panache thermique qui résulte du rejet d'eau chaude de la centrale (Alliance Environnement, 2005, 2008).

Incubation, croissance et développement des larves

Le bar rayé pond des œufs verts, translucides et semi-pélagiques. Ce sont des œufs démersaux et semi-flottants. Le courant maintient les œufs fécondés en suspension jusqu'à l'éclosion, laquelle dépend de la température de l'eau. Les œufs pondus dans les bassins hydrographiques à haute énergie physique sont plus gros et plus lourds, ont un rapport surface-volume plus faible et renferment davantage d'acides gras saturés et monoinsaturés que les œufs pondus dans des bassins hydrographiques à plus faible énergie (Bergey *et al.*, 2003). Selon Pearson (1938), les œufs ont un diamètre de 1,3 mm au moment de la ponte et de la fécondation. Au cours des 12 heures suivantes, ils gonflent et durcissent dans l'eau pour atteindre un diamètre de 3,4 à 3,8 mm. En 1999, le diamètre moyen des œufs prélevés dans la rivière Miramichi était de $2,57 \pm 0,23$ mm, et celui des œufs provenant de la rivière Stewiacke était de $3,67 \pm 0,10$ mm. Les œufs de la rivière Stewiacke sont significativement plus gros que ceux de la rivière Miramichi (Bergey *et al.*, 2003).

D'après les observations effectuées dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, les œufs éclosent de deux à trois jours après la fécondation, suivant la température de l'eau et les conditions environnementales (Scott et Scott, 1988; Peterson *et al.*, 1996; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1996). On a observé un sommet dans la production des œufs durant trois jours, alors que la température de l'eau oscillait entre 15,6 et 16,6 °C. À l'éclosion, les alevins vésiculés mesurent de 2,0 à 3,7 mm. Chez la population de la rivière Shubéanacadie, les œufs et les larves ne demeurent pas exclusivement dans la frayère.

Les larves se déplacent vers les zones littorales des estuaires, où elles se développent rapidement. On trouve des zones de rétention des larves en amont et en aval des frayères (Robitaille, 2010). Dans le cadre d'une étude de Robichaud-LeBlanc *et al.* (1996), la majeure partie des œufs de bar rayé ont été prélevés dans le tronçon de la rivière Miramichi qui renferme de l'eau douce et subit l'effet des marées, tandis qu'une très faible abondance d'œufs a été trouvée dans les frayères de la baie de Fundy (Rulifson et Tull, 1997, 1999). Dans le fleuve Saint-Laurent, on a trouvé de fortes concentrations de larves aussi loin que 1,5 km en amont et 6 km en aval de la frayère, à l'embouchure de la rivière du Sud (Côté, 2012).

Le bar rayé demeure au stade d'alevin pendant 7 à 10 jours, jusqu'à ce que le vitellus se résorbe. La vie larvaire peut durer de 35 à 50 jours, suivant la température de l'eau et l'abondance de nourriture. L'alimentation de la larve évolue au fil de la croissance (Humphries et Cumming, 1973). Dans le sud du golfe, les jeunes larves se nourrissent de zooplancton (Douglas et Chaput, 2011a). Arrivées à une longueur totale de plus de 10 mm, elles modifient graduellement leur alimentation, passant des nauplii de crustacés à des espèces ou à des stades zooplanctoniques plus gros (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1997).

Les migrations verticales dans la colonne d'eau, selon l'état de la marée, permettent aux larves de maintenir leur position dans l'estuaire, voire même de se déplacer vers l'amont (Setzler-Hamilton *et al.*, 1981). On estime que la répartition des larves correspond de près aux fronts salins des estuaires, lesquels régissent la répartition et l'abondance des proies du bar aux stades précoces de son cycle vital (North et Houde, 2006; North et Houde, 2003). Dans l'estuaire de la rivière Miramichi, les larves se déplacent vers les zones littorales productives de l'estuaire, où elles croissent rapidement jusqu'en juillet, dans des conditions hydrologiques favorables à leur survie (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998).

La vie larvaire se termine par la métamorphose de la larve en juvénile, à 20 mm environ; le jeune de l'année prend alors la forme qu'il conservera jusqu'à l'âge adulte (Mansueti, 1958).

Jeunes de l'année

Chez le bar rayé, les jeunes de l'année ne se limitent pas à un seul type d'habitat et ne montrent aucune préférence évidente quant à la salinité ou à la température de l'eau. Ils se déplacent progressivement vers l'aval et l'eau salée au cours de l'été, puis se dispersent le long des côtes. Dans certaines zones, on peut associer la présence de jeunes bars rayés de l'année à la présence d'herbiers de zostère marine dans les zones littorales des estuaires (Joseph *et al.*, 2006; Bologna, 2007; Weldon *et al.*, 2007, 2009; Klassen, 2010).

UD du sud du golfe du Saint-Laurent

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, les aires de croissance des jeunes bars rayés de l'année (de 40 à 200 mm) se trouvent dans les estuaires et les lagunes côtières (Rulifson et Dadswell, 1995; Bradford et Chaput, 1996; Douglas *et al.*, 2003). Une de ces aires de croissance se situe à la confluence des rivières Miramichi Sud-Ouest et Nord-Ouest (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998), un endroit où on a observé une forte abondance de bars rayés d'âge 0+ ainsi que la présence de larves ou de juvéniles de tailles très variées, durant une période prolongée (Faber, 1976). Cet endroit sert en outre d'aire de croissance à diverses autres espèces, notamment à l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), au gaspareau et l'alose d'été (Locke et Courtenay, 1995, cité dans Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998). Dans le cadre d'un vaste relevé à la senne de rivage effectué en 2011 dans 30 rivières et zones côtières du sud du golfe du Saint-Laurent, on a capturé 6 jeunes bars rayés de l'année (~ 42 mm) vers la fin de la saison, ce qui pourrait justifier de nouvelles études sur le potentiel de reproduction du bar rayé dans la rivière Kouchibouguac (Thistle, 2011).

UD de la baie de Fundy

On capture des jeunes de l'année provenant de la population du réseau des rivières Shubénacadie et Stewiacke dans les tronçons inférieurs des rivières au début de l'été, ainsi que sur la rive nord de la baie Cobequid en août et en septembre (Rulifson *et al.*, 1987; Douglas *et al.*, 2003; Rulifson *et al.*, 2008). Les zones intertidales de la baie Cobequid montrent des caractéristiques qui conviennent aux aires de croissance, soit des eaux chaudes et à faible salinité, et une abondance de proies (Rulifson et McKenna, 1987).

UD du fleuve du Saint-Laurent

L'aire de croissance des juvéniles d'âge 0+ de la population récemment introduite dans le fleuve Saint-Laurent, que l'on a repérée dans l'anse Sainte-Anne près de La Pocatière, à l'automne, est maintenant désignée habitat essentiel dans le cadre du programme de rétablissement (Robitaille *et al.*, 2011). Cet habitat couvre une superficie de 146,3 km², dont 54,6 km² de zone côtière (une zone hétérogène associée à des hauts-fonds), 67,7 km² d'eaux profondes de 0 à 2 m et 24,0 km² d'eaux profondes de 2 à 5 m. Les hauts-fonds et la forte circulation des courants entraînent une variation du

gradient de salinité, qui passe rapidement de 10 à 18 ‰, et la formation d'un front thermique caractérisé par une baisse des températures de 6 à 7 °C en aval de Rivière-Ouelle (Pelletier *et al.*, 2010). Les côtes de ce secteur constituent une zone de rétention ichtyoplanctonique importante (larves d'éperlan, de hareng atlantique et de capelan) (Dussureault, 2009, cité dans Pelletier *et al.*, 2010).

Croissance, maturation et fécondité

Robichaud-LeBlanc *et al.* (1998) ont étudié la croissance des jeunes de l'année capturés dans l'estuaire de la rivière Miramichi en 1992. Relativement lente au printemps (0,32 mm par jour en juin), la croissance s'accélère en été (0,75 à 1,15 mm par jour de juillet à septembre), puis ralentit de nouveau à l'automne (0,17 à 0,46 mm par jour en octobre et novembre). Dans le sud du golfe, les jeunes de l'année peuvent dépasser les 150 mm de longueur après la première période de croissance (Bradford et Chaput, 1996). En octobre, les jeunes bars rayés mesurent en moyenne 114 mm (87,0 à 147 mm) (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998) et pèsent de 10 à 50 g (Bradford *et al.*, 1997b).

Malgré une saison de croissance relativement courte, les jeunes bars des populations canadiennes affichent un taux de croissance somatique intrinsèque élevé par rapport à celui des populations américaines (Conover *et al.*, 1997, cité dans Douglas *et al.*, 2003; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998). À l'approche de l'hiver, ils sont donc plus grands. On estime que le fort taux de croissance des bars rayés d'âge 0+ observé dans les populations canadiennes améliore le taux de survie hivernal, puisque ce dernier dépend de la taille. Il est établi que le bar rayé du sud du golfe doit atteindre une taille minimale de 100 à 110 mm avant l'hiver pour survivre (Bernier, 1996).

Dans l'estuaire de la rivière Miramichi, les résultats de relevés réalisés au moyen de multiples engins (filets à plancton, sennes de rivage et engins de pêche commerciale à l'éperlan) portent à croire qu'au début de juillet les jeunes bars rayés descendent vers l'eau salée (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998) et se rapprochent du littoral des estuaires dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Ils se retrouvent en abondance dans les baies abritées des estuaires, où ils se nourrissent surtout de petits invertébrés au cours de leur première année (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1997). Après résorption de la vésicule, le bar rayé montre parfois un comportement cannibalique, et les jeunes de l'année prennent fréquemment l'aloise juvénile comme proie (R.B. Bradford, MPO, comm. pers., 2011). On ignore où se trouvent les aires d'hivernage des jeunes de l'année, mais on présume qu'elles chevauchent celles des bars adultes.

À mesure qu'il grandit, le bar rayé devient un prédateur de niveau trophique de plus en plus élevé dans les écosystèmes estuariens et côtiers. Son régime alimentaire, d'abord limité aux invertébrés tels que les crabes, évolue pour inclure les poissons, comme la capucette, les clupéidés (alose d'été, alose savoureuse (*Alosa sapidissima*), gaspateau), le hareng atlantique, l'éperlan arc-en-ciel, le poulamon atlantique (*Microgadus tomcod*) et l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) (MPO, 2006, 2010a). L'accroissement de l'abondance du bar rayé sur la côte atlantique des États-Unis a suscité des études sur l'incidence de ce prédateur sur la chaîne alimentaire (Walter *et al.*, 2003).

Comme la durée de la saison de croissance du bar rayé a un effet marqué sur la taille et le poids atteints à un âge donné, les bars des populations canadiennes sont plus petits que les bars des populations américaines du même âge. D'après les données biologiques (taille, sexe et âge) recueillies dans le cadre du programme de surveillance de la population du sud du golfe du Saint-Laurent, la longueur à la fourche la plus longue enregistrée chez un bar rayé est de 115,5 cm (1993), et le bar rayé le plus âgé avait 15 ans (2007) (Douglas et Chaput, 2011a). Dans le fleuve Saint-Laurent, le plus grand bar rayé jamais capturé mesurait 91,5 cm (longueur totale) et pesait 10,9 kg (Vladykov, 1953). Dans la baie de Fundy, un bar marqué à l'automne 1985 dans une fascine de pêche commerciale de Cinq Îles (bassin des Mines, Nouvelle-Écosse), à l'âge de 3 ans (Rulifson *et al.*, 2008) a été recapturé dans la rivière Shubéanacadie au printemps 2010. Âgé de 28 ans, il mesurait alors 104 cm (M. Dadswell, Université Acadia, comm. pers., avril 2012). Dans le lac Bras d'Or, à l'île du Cap-Breton, et dans la baie St. Mary's, en Nouvelle-Écosse, on a capturé à la ligne des bars rayés de 26 kg (et d'une longueur de 125 cm dans la baie St. Mary's) (M. Dadswell, Université Acadia, comm. pers., avril 2012). Enfin, selon Scott et Scott (1988), le plus gros bar rayé jamais capturé au Canada a été tiré du port de Saint-Jean (Nouveau-Brunswick) en août 1979. Il pesait 12,93 kg et mesurait 132 cm à la fourche.

La taille et l'âge des bars à la maturité sexuelle varient aussi selon la latitude (Merriman, 1941; Raney, 1952; Austin, 1980; Setzler *et al.*, 1980; Bain et Bain, 1982). En général, la première maturation se produit vers 3 ou 4 ans chez les mâles (longueur à la fourche de 35 à 55 cm) et plus tard, entre 4 et 6 ans, chez les femelles (longueur à la fourche de 45 à 55 cm ou plus) (Berlinsky *et al.*, 1995; Douglas *et al.*, 2003; Powles, 2003; Douglas et Chaput, 2011 b). Les géniteurs survivent à la fraye et peuvent se reproduire de nouveau, leurs contributions successives étant parfois intercalées d'une année de repos. Dans certaines rivières, on a observé des mâles qui frayaient jusqu'à l'âge de 14 ans (Setzler *et al.*, 1980) et même au-delà de 20 ans (Secor, 2000). La maturation des gonades pendant les semaines précédant la fraye est liée à la hausse de la température de l'eau (Secor, 2000).

Le bar rayé est un poisson prolifique (environ 50 000 ovules par kg de poids corporel), ce qui compense le taux de mortalité élevé qu'il subit durant la première année de vie. En général, les bars des populations septentrionales ont une fécondité un peu moindre, à une taille donnée, que ceux de la partie sud de l'aire de répartition (Olsen et Rulifson, 1992). Au moyen d'une relation de fécondité établie par Goodyear (1985) et de la composition de la population de bar rayé du sud du golfe du Saint-Laurent quant à la taille et à l'âge, Douglas *et al.* (2006) ont estimé la fécondité moyenne d'une femelle de 4 ans (45 à 55 cm) à 83 000 ovules et celle d'une femelle de 10 ans ou plus à plus de 600 000 ovules. Ces résultats concordent avec ceux de Hogans et Melvin (1984), qui ont estimé entre 78 000 et 121 000 ovules la fécondité de 8 femelles de 47,5 à 52,5 cm, prélevées dans la rivière Kouchibouguac, et avec ceux obtenus chez des femelles du réseau des rivières Shubénacadie et Stewiacke, à savoir de 41 000 à 2,1 millions d'ovules chez des femelles de 44,9 à 91,0 cm de longueur (Paramore, 1998).

Le temps de génération correspond à l'âge moyen des parents dans la population. On accorde généralement un temps de génération de quatre ans à l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent et à l'UD de la baie de Fundy (Douglas et Chaput, 2011a; Bradford et LeBlanc, 2011; Pelletier *et al.*, 2011). En ce qui concerne la nouvelle population du fleuve Saint-Laurent, les données réelles révèlent que l'âge moyen des parents serait de trois ans (Pelletier *et al.*, 2011). Toutefois, compte tenu des ressemblances observées dans les schémas de croissance de la population souche (rivière Miramichi) et de la nouvelle population, on considère que le temps de génération de l'UD du fleuve Saint-Laurent est également de quatre ans.

Survie

La plupart des populations de bar sont sujettes à des variations d'abondance, une caractéristique propre aux espèces de poisson chez lesquelles la survie des premiers stades, œuf ou larve, est un facteur clé du recrutement (May, 1974; Dahlberg, 1979). Le taux de survie des œufs jusqu'à l'éclosion est étroitement associé aux propriétés physiques et chimiques de l'habitat d'incubation, en particulier la température et la salinité (Cook *et al.*, 2010), la teneur en oxygène dissous et la présence d'un courant modéré, qui garde les œufs en suspension dans la colonne d'eau (Cooper et Polgar, 1981).

La durée de la période d'incubation est fonction de la température. Les taux les plus élevés d'éclosion (87 %) et de survie des larves dans les 24 premières heures (76 %) sont obtenus à 18 °C (Morgan *et al.*, 1981). À cette température, l'éclosion des œufs survient environ 48 heures après leur fécondation (Pearson, 1938; Raney, 1952). Dans les populations américaines, la survie des œufs diminue de façon marquée lorsque la température dépasse 23 °C; elle baisse aussi, mais de façon graduelle, à des températures inférieures à 17 °C. À moins de 12 °C, presque aucun œuf ne survit jusqu'à l'éclosion (Morgan et Rasin, 1973; Rogers *et al.*, 1977). Les deux autres facteurs, c'est-à-dire un niveau suffisant d'oxygène dissous et la présence d'un courant, peuvent agir de concert sur la survie des œufs. Ces derniers sont normalement plus

denses que l'eau et, en l'absence de courant, ils descendent au fond, où ils sont plus exposés à l'anoxie (Chittenden, 1971; Rawstron *et al.*, 1989). La présence d'un courant modéré occasionne un peu de turbulence, ce qui garde les œufs en suspension dans la colonne d'eau pendant l'incubation.

La survie des larves, comme celle des œufs, dépend de variables physiques telles que la température, l'oxygène dissous et la salinité. Lors d'essais en laboratoire, Cook *et al.* (2010) ont étudié la survie et la croissance du bar rayé aux stades précoces de son cycle vital, à l'aide d'échantillons prélevés dans la rivière Shubéanacadie. Dans des conditions de salinité moyennes, la température qui favorise la plus forte croissance chez les juvéniles se situe entre 26 et 30 °C, ce qui correspond à la température optimale de croissance des populations américaines. Le taux de survie des larves de 1 à 7 jours après l'éclosion était de 40 % à des températures variant de 10 à 14 °C. Les larves plus âgées (23 jours après l'éclosion) se sont révélées moins tolérantes au froid, seules 20 % d'entre elles ayant survécu durant 7 jours à 10 °C (Cook *et al.*, 2010). La survie des œufs et des larves exposés à une salinité de 2 à 20 ‰ était de 60 %, mais elle n'atteignait pas 50 % à une salinité de 30 ‰ ou plus (Cook *et al.*, 2010). La survie et la croissance des juvéniles (de 55 à 104 jours après l'éclosion) ne souffrent aucunement d'une salinité comprise entre 1 et 30 ‰ (Cook *et al.*, 2010). Les œufs, les larves et les juvéniles de la population de la rivière Shubéanacadie possèdent plusieurs caractéristiques qui semblent témoigner d'adaptations locales à un milieu hautement dynamique (Cook *et al.*, 2010).

Au moment de la résorption de la vésicule vitelline et du début de l'alimentation, la disponibilité d'une nourriture suffisamment abondante devient un facteur limitatif de la survie des larves (Cooper et Polgar, 1981). Cette période cruciale a lieu vers le huitième jour d'existence de la larve, alors qu'elle mesure de 6 à 7 mm. En milieu naturel, le taux de survie des larves qui ont épuisé leurs réserves endogènes dépend directement de l'abondance de zooplancton dans le milieu (Kernehhan *et al.*, 1981). On a établi une corrélation entre la condition physique des larves et la densité de copépodes et de cladocères dans le milieu (Miller, 1977; Martin *et al.*, 1985). Le taux de survie au stade larvaire semble être un facteur clé de la force des classes d'âge (Cooper et Polgar, 1981; Rago *et al.*, 1989) et, par conséquent, de l'abondance d'adultes quelques années plus tard (Goodyear, 1985; Rago *et al.*, 1989; Ulanowicz et Polgar, 1980).

À partir du stade juvénile, le bar rayé tolère mieux les changements des conditions environnementales. Il peut combler ses besoins alimentaires en se déplaçant dans les milieux estuariens ou côtiers, souvent en bancs d'individus de même taille. Malgré une tolérance aux changements de température et de salinité plus élevée chez les juvéniles que chez les œufs ou les larves, la variabilité spatiale des conditions environnementales qui existent à l'intérieur d'un bassin hydrographique peut faire partie des facteurs déterminants de la croissance et de la survie du bar rayé durant sa première année de développement (Cook *et al.*, 2010). Étant donné que les populations canadiennes se trouvent à la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, la taille moyenne atteinte par les bars rayés d'âge 0+ après leur première

saison de croissance semble jouer un rôle très important dans le recrutement subséquent (Bradford *et al.*, 1995; Bradford et Chaput, 1996; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998). Le taux de survie de nos populations nordiques souffre de la sévérité du climat hivernal, responsable d'une mortalité sélective au sein des jeunes de l'année. Il semble en effet que les individus qui n'ont pas atteint une longueur de 10 à 11 cm à l'automne ont moins de chances de survivre à leur premier hiver que les bars rayés qui ont dépassé ce seuil crucial après la première année de croissance (Bernier, 1996; Bradford et Chaput, 1997; Hurst et Conover, 1998; S. Douglas, MPO, comm. pers., février 2011). Les périodes de basse température de l'eau, combinées aux rudes conditions climatiques hivernales, pourraient expliquer la variabilité interannuelle observée dans le recrutement du bar rayé de la rivière Miramichi (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998). Cette hypothèse est d'autant plus plausible que les juvéniles et les adultes semblent cesser de se nourrir lorsque la température de l'eau descend à moins de 10 °C, soit en octobre et en novembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1997). Pour survivre à l'hiver, le bar doit donc compter sur les réserves d'énergie accumulées et sur des conditions de température et de salinité favorables à l'osmorégulation (Hurst et Conover, 1998, cité dans Douglas *et al.*, 2006). C'est pourquoi la première saison d'hivernage est importante pour le bar rayé. Parmi les causes de mortalité figurent la sous-alimentation, la prédation dépendante de la taille et l'intolérance physiologique aux basses températures (Sogard, 1997, cité dans Douglas *et al.*, 2006). En outre, le débit élevé des cours d'eau (de décembre à mars) peut déloger les juvéniles et les pousser vers des aires défavorables en aval. Dans la baie Miramichi, il est possible que les juvéniles soient exposés à des températures et à des conditions de stress osmotique létales (Hanson et Courtenay, 1995, cité dans Douglas *et al.*, 2006).

Dans la structure de la population adulte, on constate souvent la dominance de classes d'âge qui ont été produites les années où la reproduction a bénéficié de conditions favorables (Cooper et Polgar, 1981; Goodyear, 1985; Douglas *et al.*, 2001). Il existe une corrélation positive entre la croissance du bar rayé d'âge 0+ et la température moyenne de l'eau (Setzler-Hamilton *et al.*, 1981; Dey, 1981; Rogers et Westin, 1981; Uphoff, 1989; Rutherford et Houde, 1995; Secord et Houde, 1995; Rutherford *et al.*, 1997). Les variations de la température de l'eau affectent directement le développement des juvéniles en modifiant la vitesse de leur métabolisme, ou indirectement, en modifiant la disponibilité de la nourriture (Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1998).

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, on sait que le nématode *Philometra rubra* est parfois présent chez le bar rayé (Hogans, 1984). Il est possible que la survie des bars rayés infectés par cet organisme soit compromise si ces individus sont exposés à d'autres stress, par exemple une infection virale ou bactérienne ou la présence de contaminants (pollution) (J. Melendy, MPO, cité dans Douglas *et al.*, 2006). Le virus lymphocystique est un irodovirus responsable d'une infection chronique courante qui entraîne l'hypertrophie des cellules de la peau et des nageoires. Ce type d'infection est également courant dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Entre 2001 et 2005, on a observé des taux d'infection de 1 à 8 % dans la rivière Miramichi Nord-Ouest (Douglas

et al., 2006). En avril 2002 et 2004, Gagné *et al.* (2007) ont rapporté pour la première (et la seule) fois la présence du virus de la septicémie hémorragique virale (SHV) chez des bars rayés capturés au Nouveau-Brunswick (rivière Miramichi et baie Miramichi). Des analyses phylogénétiques ont révélé que l'infection résultait de la présence de la souche nord-américaine du virus de la SHV. Les registres font état d'une mortalité massive causée par ce virus dans les Grands Lacs (Hope *et al.*, 2010).

Physiologie et adaptabilité

Lors d'essais de laboratoire, Cook *et al.* (2010) ont étudié la croissance et la survie aux premiers stades de vie du bar rayé capturé dans la rivière Shubéanacadie. Le taux de survie des œufs et des larves, de même que le taux de croissance des juvéniles, s'est révélé inférieur dans des eaux à salinité de 30 ‰ et plus que dans des milieux moins salins (Cook *et al.*, 2010).

Cook *et al.* (2006) ont étudié la tolérance thermique de bars rayés juvéniles ($19,2 \pm 0,2$ cm) capturés au stade d'œufs dans la rivière Shubéanacadie et acclimatés en laboratoire à des températures de 5 à 30 °C. Ils ont établi une forte corrélation entre, d'une part, les températures létales (maximum : 24,4 à 33,9 °C; minimum : 2,4 à 11,3 °C) et la température importante maximum et, d'autre part, la température d'acclimatation, ainsi qu'une corrélation inverse entre la tolérance thermique et la taille. Les poissons perdaient leur équilibre à des températures de 27,4 à 37,7 °C et subissaient des spasmes à des températures comprises entre 28,5 et 38,8 °C. Cette population canadienne affiche une plus grande tolérance thermique que les populations américaines. Le bar rayé de cette population pourrait manifester des signes d'adaptation locale aux importantes variations de température, puisque les eaux de marée de la rivière dans laquelle il vit affichent des écarts de température de 14 °C (Cook *et al.*, 2006).

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, étant donné qu'on trouve de jeunes bars (d'âge 0+) à plusieurs centaines de kilomètres de leur rivière natale (la rivière Miramichi Nord-Ouest), le bar rayé semble bien tolérer les gradients de salinité durant sa dispersion le long de la côte. Cette tolérance semble plus limitée au sein des populations américaines (Robinson *et al.*, 2004).

Comme le bar adulte tolère des écarts de conditions environnementales plus importants que les juvéniles, il peut supporter de plus grandes variations de salinité, de température, de pH et de turbidité (Talbot, 1966; Auld et Schubel, 1978; Setzler *et al.*, 1980). On croit cependant que le bar rayé est sensible à l'acidité des rivières et qu'un pH de 5,9 ou moins pourrait lui être léthal (Buckler *et al.*, 1987, cité dans Douglas *et al.*, 2003).

L'espèce est prolifique, opportuniste dans son alimentation et dotée d'une croissance rapide; ces caractéristiques facilitent l'augmentation rapide de ses effectifs dans les milieux qui lui sont favorables. Toutefois, le bar adulte éviterait les températures supérieures à 24 °C, ce qui pourrait occasionner son confinement, au

plus chaud de l'été, à des refuges de faibles dimensions dans certains réservoirs et estuaires des États-Unis (Coutant, 1985). Un phénomène semblable, mais à l'extrémité opposée de la fourchette de températures que tolère ce poisson, expliquerait le comportement d'hivernage en rivière, typique des populations canadiennes. En hivernant en eau douce (rivières et lacs), le bar éviterait les basses températures de l'eau de mer pendant les mois d'hiver (Rulifson et Dadswell, 1995; Bradford et LeBlanc, 2011).

En comparaison de l'adulte, l'œuf et la larve de bar sont sensibles à des changements mineurs des variables du milieu (Cooper et Polgar, 1981). Les conditions ambiantes peuvent donc avoir un effet marqué sur la dynamique des populations de cette espèce. L'abondance de la progéniture pour un nombre donné de reproducteurs peut varier d'une année à l'autre (Merriman, 1941; Raney, 1952; Koo, 1970; Van Winkle *et al.*, 1979). Le facteur le plus déterminant de la force des classes d'âge semble être le taux de survie des œufs et des larves. L'abondance d'une classe d'âge donnée serait déjà en grande partie déterminée dès la métamorphose, c'est-à-dire au terme de la vie larvaire (Chadwick *et al.*, 1977).

Les populations de bar rayé sont souvent caractérisées par un recrutement variable (Merriman, 1941; Raney, 1952; Koo, 1970; Van Winkle *et al.*, 1979; Setzler *et al.*, 1980; Ulanowicz et Polgar, 1980; Kernehan *et al.*, 1981; Cooper et Polgar, 1981; Polgar, 1982). Les données de captures montrent de grandes variations interannuelles; les années où les prises sont élevées correspondent au passage de classes d'âge fortes dans le segment de population exploité (Comité aviseur sur la réintroduction du bar rayé, 2001). On a détecté des périodicités de 6, 8 et 20 ans dans les débarquements commerciaux de bar sur la côte atlantique des États-Unis (Van Winkle *et al.*, 1979). Certains biologistes sont d'avis qu'une forte exploitation contribue aux variations d'abondance des populations de bars, soit en les suscitant, soit en les amplifiant (COSEPAC, 2004).

Dispersion et migration

Poisson anadrome, le bar rayé affiche un comportement migratoire. Il migre souvent, pour des raisons qui varient selon le stade du cycle vital. Les migrations, de distances variables, sont associées à la croissance du poisson, à son alimentation, à sa reproduction, au climat et aux conditions environnementales (MPO, 2010c).

Au début de l'automne, le bar rayé juvénile et adulte retourne dans les estuaires ou en eau douce pour hiverner. Il arrête de se nourrir lorsque la température de l'eau baisse en dessous de 10 °C (MPO, 2011). À ce moment, le bar rayé peut se trouver aussi bien à quelques kilomètres qu'à des centaines de kilomètres de sa rivière natale.

UD du sud du golfe du Saint-Laurent

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, on a observé des migrations à partir du printemps, de la rivière Kouchibouguac à la baie Miramichi, à 50 km au nord, ou à Tabusintac, à 125 km au nord (Hogans et Melvin, 1984). À la fin de l'été, ces bars rayés pénètrent dans la baie Nepisiguit, dans le sud de la baie des Chaleurs, un secteur où la pêche était la plus productive en septembre, à l'époque où on pêchait le bar rayé. Ces individus appartiennent à la population qui fraye dans la rivière Miramichi (Douglas *et al.*, 2003).

On observe des déplacements liés à l'alimentation dans plusieurs rivières. Sur la rivière Miramichi, les prises de bars dans un filet-trappe à Millbank révèlent trois pics d'abondance. Le plus important, observé au printemps (mai-juin), correspond à la fraye; un deuxième pic, à l'été, et un troisième, à l'automne, correspondraient à des déplacements à des fins d'alimentation (Chaput et Randall, 1990).

Après l'éclosion, tandis que les larves grandissent pour devenir des jeunes de l'année, une certaine proportion des bars rayés de la rivière Miramichi se dispersent et migrent vers d'autres estuaires de la région (rivières Kouchibouguac, Kouchibouguacis (Saint-Louis), Richibucto, Bouctouche, Cocagne, etc. au sud, et rivières Tabusintac, Tracadie Rivers, etc. au nord). De l'été à l'automne, les bars juvéniles et adultes occupent les milieux côtiers des estuaires. Selon des études de télédétection acoustique et les registres de pêche à la senne, les bars rayés marqués demeurent à une distance de 1 km ou moins de la rive. La présence de bars rayés d'âge 0+ dans les prises de pêche à l'éperlan dans les eaux libres de la rivière Miramichi et leur absence dans les sennes de rivage semblent indiquer que les bars migrent vers les secteurs plus profonds de l'estuaire peu avant l'automne (Douglas et Chaput, 2011a).

Douglas *et al.* (2001) ont étudié la répartition estivale de jeunes bars rayés dans la zone côtière. Limitée au réseau de la rivière Miramichi au début de l'été, la répartition s'est étendue vers le nord, jusqu'aux côtes de l'île Miscou et, vers le sud, jusqu'à la Petite rivière Bouctouche en août. D'après des études actuellement menées par Thériault *et al.* (à paraître, cité dans Douglas et Chaput, 2011a), il semble que la répartition des jeunes bars rayés de l'année s'étende encore plus loin vers le sud, puisqu'on capture occasionnellement ces poissons en été, lors de relevés à la senne de rivage à Pugwash, Tatamagouche et Pictou (Nouvelle-Écosse) et en automne, durant la pêche commerciale à l'éperlan à Pugwash et Wallace (Nouvelle-Écosse).

Au début de l'automne, le bar rayé s'introduit dans plusieurs estuaires de la côte du Nouveau-Brunswick. L'emplacement des captures historiques de la pêche au verveux correspond plus ou moins aux aires d'hivernage du bar rayé dans les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. Il est possible que la plupart des estuaires servent d'aires d'hivernage à cette population (Douglas et Chaput, 2011a).

Les bars rayés du sud du golfe et une partie de ceux de la baie de Fundy effectuent aussi une remontée en eau douce à l'automne. Les bars rayés de tous les âges se déplacent, semble-t-il pour se soustraire aux basses températures hivernales des eaux marines, qui leur seraient létales (Rulifson et Dadswell, 1995; Bradford *et al.*, 1995; Douglas *et al.*, 2003). Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, les bars de toutes tailles entrent dans plusieurs des cours d'eau de la côte à l'automne. Les températures marines létales seraient moins courantes dans la baie de Fundy que dans le sud du golfe du Saint-Laurent. On a longtemps cru que cette migration était effectuée par des bars provenant de chacun de ces cours d'eau (Hogans et Melvin, 1984; Rulifson et Dadswell, 1995), mais on sait maintenant que tous ces poissons appartenaient plutôt à la population de la rivière Miramichi (Bradford *et al.*, 1995; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1996; Douglas *et al.*, 2003; Robinson *et al.*, 2004).

Les jeunes de l'année (d'âge 0+) de la population de la rivière Miramichi parcourent des centaines de kilomètres dans les eaux côtières durant leur première saison de croissance. C'est le cas notamment des bars rayés d'âge 0+ capturés en juillet et en août dans l'estuaire des rivières Richibucto et Kouchibouguac, qui appartiennent de toute évidence à la population de la rivière Miramichi (Robinson *et al.*, 2004). Un grand nombre de jeunes de l'année ont été capturés durant les étés 2008 et 2009 dans le cadre de la pêche à la trappe du gaspateau menée dans la rivière Richibucto par la Première Nation Elsipogtog. L'abondance des jeunes de l'année diminue parallèlement à la température de l'eau.

Les bars adultes hivernent dans les sections profondes de la rivière Kouchibouguac (Hogans et Melvin, 1984). En collaboration avec le MPO, Parcs Canada a mené un suivi par télésurveillance de l'hivernage du bar sous la glace de la rivière Kouchibouguac, à l'intérieur des limites du parc, et de la rivière Kouchibouguacis. Les résultats ont révélé qu'en hiver, le bar rayé parcourt de faibles distances (< 1 km) dans ces deux rivières et choisit des zones ayant une température moyenne de - 0,4 °C ou plus et une salinité de 0 à 15 ‰ (Bradford *et al.*, 1997a). Au départ des glaces, le bar rayé descend en eau salée, où il s'alimente pendant l'été. Les déplacements le long du cours d'eau et dans l'estuaire semblent étroitement liés à la température et à la disponibilité des proies. Lorsque la température de l'eau de mer commence à baisser, les bars entrent graduellement en rivière pour passer l'hiver. On a obtenu des résultats semblables de la surveillance de bars marqués originaires du réseau de la rivière Miramichi, dont les aires d'hivernage se trouvent exclusivement dans le tronçon nord-ouest de la rivière (MPO, données non publiées, cité dans Douglas et Chaput, 2011a). Le bar rayé ne fréquente pas beaucoup les milieux d'eau douce et du large.

UD de la baie de Fundy

Sur les plateformes intertidales de la baie de Fundy, la marée et la lumière influencent les déplacements du bar rayé (Rulifson *et al.*, 2008). Dans le groupement de la baie de Fundy, on connaît surtout les aires de croissance des jeunes bars de la population du réseau Shubénacadie-Stewiacke. Les captures de jeunes de l'année se

font dans le cours inférieur de la rivière au début de l'été, puis sur la rive nord de la baie Cobequid, en août et en septembre (Rulifson *et al.*, 1987; Douglas *et al.*, 2003; Rulifson *et al.*, 2008). Les zones côtières de la baie Cobequid possèdent des caractéristiques qui conviennent aux aires de croissance, soit de l'eau chaude, une faible salinité et des proies en abondance (Rulifson et McKenna, 1987).

Au début du printemps, certains individus provenant des tributaires de la baie de Chesapeake quittent celle-ci et se déplacent le long de la côte en direction nord, jusqu'à la baie de Fundy (Melvin, 1978, 1991; Waldman *et al.*, 1990). Ces bars migrants se concentreraient dans la partie est de la baie de Fundy, le long de la côte de la Nouvelle-Écosse, pendant la première moitié de l'été, puis du côté ouest pendant la seconde (Dadswell *et al.*, 1984). Certains d'entre eux pénètrent dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean, jusqu'aux chutes Réversibles, où ils séjournent jusqu'à la fin de l'été (Dadswell, 1976). En été, l'UD canadienne de la baie de Fundy se mêle aux populations migratrices des États-Unis. Quelques populations importantes de bar rayé de la côte est des États-Unis se livrent à de longues migrations côtières jusqu'à la baie de Fundy, puis retournent vers le sud en septembre. Rulifson *et al.* (2008) ont étudié les déplacements du bar rayé dans l'intérieur de la baie de Fundy, au moyen de bars capturés par des engins de pêche commerciale dans le bassin des Mines et la baie Cobequid en 1985 et 1986. Des 1 431 bars rayés marqués, 19 % (N = 272) ont été recapturés. Les bars rayés recapturés dans le bassin des Mines et les bassins hydrographiques des environs avaient parcouru une distance moyenne de 55 km. Les poissons d'une longueur supérieure à 390 mm avaient parcouru les plus grandes distances. On a dénombré 42 sites de recapture, à divers endroits de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick, du Massachusetts, du Rhode Island, du Connecticut, du New Jersey et de la Virginie. La plus longue distance parcourue était de 780 km. Le record de vitesse, 17,8 km par jour, a été établi par un individu recapturé dans le Rhode Island 45 jours après sa remise à l'eau (Rulifson *et al.*, 2008). Certains poissons marqués dans la rivière Saint-Jean ont été recapturés le long des côtes du Massachusetts, du New Jersey, de l'État de New York, du Delaware et du Maryland (Melvin, 1978).

Vers la fin de l'automne, les bars rayés de toutes tailles et de tous âges (juvéniles et 3 ans et plus) remontent la rivière Shubéanacadie, un tributaire du bassin des Mines, pour hiverner dans le lac Grand. En mai et juin, les bars rayés qui ont hiverné dans le lac Grand redescendent la rivière Shubéanacadie jusqu'au bassin des Mines, au fond de la baie de Fundy, où ils rejoignent les adultes venus des autres aires d'hivernage de la baie de Fundy, près du confluent des rivières Stewiacke et Shubéanacadie (Bradford et LeBlanc, 2011). La majorité des bars géniteurs frayent dans la rivière Stewiacke, un tributaire de la rivière Shubéanacadie.

Les migrations locales des bars de la rivière Saint-Jean présentaient la même allure générale. Avant la construction du barrage de Mactaquac (terminé en 1967) sur la rivière Saint-Jean, on a rapporté la remontée en eau douce, jusqu'à 320 km de l'embouchure, de bars immatures qui semblaient en quête de nourriture (Jessop, 1991). Les bars rayés de la rivière Saint-Jean (possiblement des vagabonds originaires

d'autres populations reproductrices) hivernaient en eau douce, dans la baie de Belleisle, le lac Waaloseemoak et d'autres secteurs profonds de l'estuaire. En mai et juin, ils frayaient dans des tributaires en amont de la zone d'influence des marées, puis redescendaient se nourrir en eau salée durant l'été (Dadswell, 1976). Revenus dans la rivière à l'automne, ils se regroupaient en eau profonde à mesure que leur activité ralentissait (Melvin, 1978). On possède peu de données sur le développement et les déplacements du bar aux stades précoces de son cycle vital dans la rivière Annapolis (Williams *et al.*, 1984; Stokesbury, 1987). Les bars rayés de la rivière Annapolis se retrouvaient surtout à proximité du barrage Royal Annapolis, pendant l'été et l'automne (Jessop et Doubleday, 1976). Certains individus de cette population remontaient en eau douce pour passer l'hiver. Il était fréquent de capturer de 4 à 10 bars rayés par heure dans les filets maillants (Dadswell *et al.*, 1984).

UD du fleuve du Saint-Laurent

Les déplacements des bars rayés de la population aujourd'hui disparue du fleuve Saint-Laurent ont été décrits à partir des recaptures de poissons marqués (Beaulieu, 1962; Magnin et Beaulieu, 1967; Robitaille, 2001). À l'automne, les géniteurs remontaient le fleuve jusqu'au lac Saint-Pierre, où ils hivernaient jusqu'à ce qu'ils se préparent à frayer, apparemment, puisque les bars de moins de trois ans n'effectuaient pas ce déplacement (Montpetit, 1897; Vladykov, 1947; Vladykov et Brousseau, 1957; Magnin et Beaulieu, 1967). On suppose que la fraye avait alors lieu dans ce secteur ou en aval, entre la mi-mai et la mi-juin. Les géniteurs dévalaient ensuite le fleuve jusqu'à l'estuaire, où ils s'alimentaient et se reconditionnaient pendant tout l'été. Durant la saison de croissance (de juillet à octobre), les bars rayés se regroupaient entre Québec et Kamouraska, se déplaçant en eaux peu profondes autour des îles et près de la rive (Robitaille, 2001). Les jeunes de l'année de la population disparue du fleuve Saint-Laurent mettaient plusieurs semaines à descendre le fleuve. On a rapporté la capture de bars juvéniles, mesurant de 20 à 35 mm, près de Neuville au début de juillet (Vladykov et Brousseau, 1957). Au début de septembre, des spécimens de 75 mm pouvaient être prélevés à l'embouchure des rivières Ouelle et Saint-Jean-Port-Joli. On a aussi trouvé des jeunes de l'année en abondance dans certains engins de pêche fixes de la côte de Beaupré, au nord de l'île d'Orléans (Vladykov, 1945; Trépanier et Robitaille, 1995; V.D. Vladykov, données non publiées; COSEPAC, 2004). À l'approche de l'hiver, les poissons de 1 et 2 ans demeuraient dans le même secteur, tandis que les plus âgés remontaient jusqu'au lac Saint-Pierre (Robitaille, 2001).

On sait encore peu de choses sur la population récemment introduite dans le fleuve Saint-Laurent, mais de nouveaux renseignements se révèlent chaque année (Pelletier, 2009; Pelletier *et al.*, 2010, 2011; Robitaille *et al.*, 2011; Legault, 2012). Depuis 2002, année de début de l'introduction, on a capturé des bars rayés entre l'est de l'île de Montréal et Rimouski (Sainte-Luce), mais la vaste majorité (98 %) des prises et des observations proviennent du tronçon situé entre le lac Saint-Pierre et Rivière-du-Loup, sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent (MPO, 2010a; A.M. Pelletier, MRNF, comm. pers., avril 2012). Au printemps, le bar rayé se rend jusqu'à la frayère, à l'embouchure du bassin de la rivière du Sud à Montmagny (Legault, 2012). En 2011, on

y a détecté des reproducteurs au milieu de mai, avant d'y capturer des œufs et des larves en juin (Côté, 2012). D'après un relevé de la pêche récréative à la ligne mené en mai et juin 2010 (Beaudry, 2010), l'embouchure de la rivière du Sud semble occupée uniquement durant la période de fraye. Une campagne de marquage acoustique vient soutenir cette hypothèse en témoignant d'une forte diminution de la fréquentation de ce secteur par le bar rayé du milieu de juin à octobre (Bujold et Legault, 2012). L'inventaire de 2011 a permis de répertorier une aire de rétention des larves de juin à juillet, aux alentours de Cap-Saint-Ignace et de l'Islet-sur-Mer (Côté, 2012). À l'automne (septembre et octobre), on a décelé une aire comportant une certaine concentration de jeunes de l'année dans l'anse Sainte-Anne, près de La Pocatière (Robitaille *et al.*, 2011). Un habitat potentiellement fréquenté par les juvéniles pourrait se situer entre Neuville et Rivière-Ouelle. Compte tenu des exigences écologiques de l'habitat des juvéniles (profondeur, courant, nourriture, etc.), on estime la superficie de cette zone d'habitat potentiel à 940 km², y compris 320 km de zones intertidales, 250 km² d'eaux profondes de 0 à 2 m et 370 km² d'eaux profondes de 2 à 5 m (Pelletier *et al.*, 2010). Selon les résultats de relevés effectués à la senne en 2011, les bars rayés juvéniles se rassemblent dans des herbiers de ruppie maritime et près de l'embouchure de ruisseaux, de rivières et de sources (Côté, 2012). Un grand nombre de jeunes de l'année de la population souche (rivière Miramichi) fréquente également les baies abritées, dotées d'abondantes sources alimentaires (Pelletier *et al.*, 2010, 2011).

D'après des études de marquage acoustique, 14 bars rayés de grande taille, capturés à proximité de la centrale nucléaire Gentilly-2 à l'automne 2010 auraient ensuite descendu le fleuve, vers l'île d'Orléans, La Malbaie et Rivière-Ouelle. On n'a pas encore vérifié si ce déplacement représente une réaction au marquage ou une migration vers des aires d'hivernage. Un bar rayé est demeuré tout le premier hiver dans le canal de rejet de la centrale nucléaire, alors que celle-ci était toujours en exploitation (Bujold et Legault, 2012).

Nutrition et relations interspécifiques

Les bars rayés des populations anadromes s'alimentent principalement d'invertébrés d'abord, puis de poissons à mesure qu'ils grandissent (Brousseau, 1955; Boynton *et al.*, 1981; Rulifson et McKenna, 1987; Robichaud-LeBlanc *et al.*, 1997; Robitaille, 2001). Le bar rayé est un important prédateur de niveau trophique supérieur dans les zones côtières et estuariennes (Douglas *et al.*, 2003). Dans le fleuve Saint-Laurent, Pelletier *et al.* (2010) ont confirmé la corrélation entre la taille des proies et celle du bar rayé. Selon des analyses du contenu stomacal, les individus de longueur inférieure à 200 mm se nourrissent principalement de crustacés (crevettes du genre *Crangon*, autres espèces de crevettes, espèces de gammares, mysidacés, zooplancton); lorsqu'ils franchissent la barre des 200 mm, les bars rayés deviennent également piscivores, même si les crustacés demeurent leurs proies principales. Au-delà de 300 mm, le bar rayé privilégie le poisson. Son alimentation comprend en outre des annélides, des insectes et des matières végétales en décomposition (Robitaille, 2005; Pelletier *et al.*, 2010). La crevette de sable (*Crangon septemspinosa*) et les vers marins seraient les proies préférées du bar rayé de l'estuaire de la rivière

Kouchibouguac (Hogans et Melvin, 1984). Les espèces de poissons trouvées dans le contenu stomacal varient en fonction du lieu et de la saison. Dans le fleuve Saint-Laurent, les principales proies sont l'éperlan, les clupéidés juvéniles, comme l'alose savoureuse, le gaspateau, le hareng atlantique (*Clupea harengus*), la plie (*Pseudopleuronectes americanus* et *Liopsetta putnami*), le poulamon, le fondule barré (*Fundulus diaphanus*) et l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) (Brousseau, 1955; Robitaille, 2001; Pelletier *et al.*, 2010). Le bar rayé de l'estuaire de la rivière Kouchibouguac privilégie le choquemort (*Fundulus heteroclitus*), les clupéidés juvéniles et l'épinoche à trois épines (Hogans et Melvin, 1984).

Les études sur les populations américaines ont répertorié l'alose d'été (*Alosa aestivalis*), l'alose tyran (*Brevoortia tyrannus*), le lançon d'Amérique (*Ammodytes americanus*) et l'anchois d'Amérique (*Anchoa mitchilli*) au nombre des principales proies du bar rayé (Trent et Hasler, 1966; Manooch, 1973; Gardinier et Hoff, 1982; Dew, 1988).

Dans leurs aires d'alimentation et de rassemblement avant la fraye, les bars rayés se déplacent en groupes le long des côtes, pourchassant les bancs de poissons, en particulier les clupéidés juvéniles (Manooch, 1973). Dans l'intérieur de la baie de Fundy, les bars rayés se nourrissent en suivant la marée montante (Rulifson et McKenna, 1987), passant des eaux claires et profondes aux eaux troubles et relativement peu profondes.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

UD du sud du golfe du Saint-Laurent (rivière Miramichi Nord-Ouest)

Débarquements historiques

Une compilation des prises commerciales de bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent montre que le maximum historique (61 t) a été rapporté en 1917 (LeBlanc et Chaput, 1991) et qu'il a été suivi d'une baisse marquée jusqu'en 1934. Aucune capture commerciale n'a été enregistrée au cours des 33 années suivantes (de 1935 à 1968), phénomène que l'on attribue à la très faible abondance du bar pendant cette période (Douglas *et al.*, 2003). Les prises commerciales ont repris en 1969, pour atteindre un sommet de 48 t en 1981, puis retomber de nouveau à moins de 1 t au début des années 1990.

Entre 1969 et 1996, les débarquements commerciaux étaient estimés à partir de bordereaux d'achats et de rapports d'agents des pêches, deux sources réputées incomplètes et peu fiables (Douglas *et al.*, 2003). Les travaux menés par Pêches et Océans Canada sur la rivière Miramichi ont révélé que les captures commerciales de bar rayé étaient en réalité supérieures, à cet endroit, aux quantités rapportées dans les statistiques de pêche (Douglas *et al.*, 2003). Les prises commerciales provenaient surtout d'engins destinés à la capture du gaspateau et de l'alose d'été ou, pendant

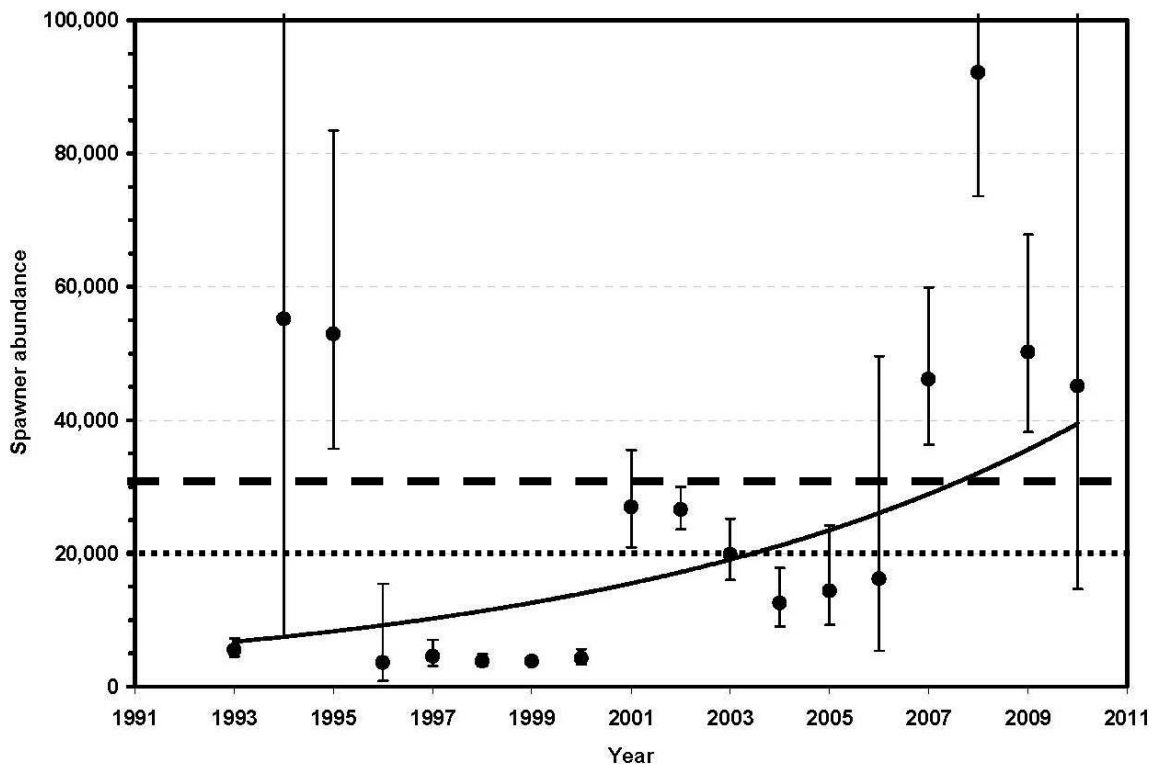
l'hiver, d'une pêche dirigée du bar rayé (Douglas *et al.*, 2003). Elles se concentraient surtout le long des côtes du comté de Kent, au sud de Miramichi (régions de Kouchibouguac, de Richibucto et de Bouctouche). On a aussi rapporté des captures commerciales dans d'autres comtés du Nouveau-Brunswick, dans les eaux de la Nouvelle-Écosse bordant le golfe et à l'Île-du-Prince-Édouard, mais elles étaient beaucoup moins abondantes que dans le voisinage de la baie Miramichi (LeBlanc et Chaput, 1991).

La pêche commerciale du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent a été interdite en 1996.

Abondance et mortalité des populations

Des chercheurs mènent des expériences de capture-marquage-recapture depuis 1993 dans la rivière Miramichi Nord-Ouest, afin d'évaluer la taille de la composante reproductrice de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent (Bradford *et al.*, 1995, 2001; Douglas *et al.*, 2001; 2006; Douglas et Chaput, 2011 b; Chaput et Douglas, 2011). Le procédé consiste à capturer des bars rayés avant le début de la pêche commerciale du gaspateau et de l'alose d'été, puis à compter les bars rayés recapturés durant la saison de pêche commerciale, jusqu'à la deuxième semaine de juin, alors que le bar quitte le réseau de la rivière Miramichi pour gagner les aires estuariennes et côtières. En 2010, les bars rayés ont frayé tôt durant la saison. On doit donc considérer l'abondance estimative comme un minimum, étant donné qu'une forte proportion des géniteurs avait déjà quitté le réseau lors du comptage de recapture. En 2010, les prises des filets-trappes ont atteint un sommet jamais vu depuis 1993.

En général, on obtient les estimations d'abondance les plus exactes au moyen d'un modèle hiérarchique bayésien qui incorpore les données de capture-marquage-recapture et celles des captures par des trappes simples (Chaput et Douglas, 2011). D'après ce modèle, le nombre de reproducteurs, qui était de l'ordre de 3 000 à 5 000 à la fin des années 1990, serait passé à des moyennes annuelles de 35 000 (12 550–92 160) entre 2001 et 2010, et de 50 000 (16 200–92 160) entre 2006 et 2010 (Douglas et Chaput, 2011a, b). On note une augmentation impressionnante par rapport à la faible abondance enregistrée de 1996 à 2000. Le nombre de reproducteurs a retrouvé le niveau observé en 1994 et 1995. Le taux d'augmentation au cours des 18 dernières années (de 1993 à 2010), soit environ 4 générations, est de 546 % (figure 4). Un calcul quelque peu plus prudent, celui de l'augmentation du nombre moyen de reproducteurs (56 250) durant la période de 4 ans la plus récente (de 2007 à 2010) par rapport à la période de 4 ans allant de 1993 à 1996 (29 375), donne un résultat d'environ 91 % (figure 4). On peut donc affirmer que la population reproductrice du sud du golfe du Saint-Laurent s'est accrue de façon significative depuis l'adoption de mesures de gestion visant le rétablissement de cette population de bar rayé. Parmi ces mesures figurent l'interdiction de la pêche commerciale dirigée en 1996 et la fermeture de la pêche récréative et de la pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles en 2000 (Douglas et Chaput, 2011b).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Spawner abundance = Abondance des géniteurs
 Year = Année

Figure 4. Estimation de l'abondance des bars rayés géniteurs (axe des y), dérivée de l'application du modèle hiérarchique bayésien aux données de capture-marquage-recapture recueillies dans le réseau de la rivière Miramichi Nord-Ouest. La ligne tiretée représente l'objectif de rétablissement (31 200 reproducteurs) et la ligne pointillée représente la limite de rétablissement (21 600 reproducteurs). (Tiré de Douglas et Chaput, 2011b.)

Douglas *et al.* (2006) ont proposé une limite de rétablissement de 21 600 reproducteurs, d'après des objectifs de rétablissement correspondant au point de référence de l'approche de précaution. La valeur proposée comme cible de rétablissement, basée sur l'abondance des reproducteurs, est de 31 200 reproducteurs (50 % de reproducteurs par recrue). La valeur de Seq (reproducteurs de remplacement en l'absence d'exploitation) a été estimée à 63 000 poissons. Selon Douglas *et al.* (2006), en appliquant des règles de conformité, il serait souhaitable d'atteindre ou de dépasser la limite de rétablissement (21 600 reproducteurs) durant 5 ans à l'intérieur de toute fenêtre de 6 ans. Une fois la cible de rétablissement (31 200 reproducteurs) dépassée, elle devrait être atteinte 3 ans sur 6. Au cours des 6 dernières années (de 2005 à 2010), l'abondance des reproducteurs a été insuffisante pour atteindre la cible de rétablissement. Malgré l'impossibilité de compter la totalité des reproducteurs au moyen des techniques de capture-marquage-recapture en 2010 (à cause de la fraye précoce), on sait que le nombre de reproducteurs a atteint un sommet cette année-là;

en ce sens, l'estimation partielle tirée des captures au filet-trappe est considérée suffisante pour satisfaire la limite de rétablissement, soit 21 600 géniteurs (Douglas et Chaput, 2011b). En raison surtout de la pêche illégale qui continue de viser le bar adulte, de la mortalité accidentelle causée par certaines pêches et des prises accessoires de jeunes de l'année, la mortalité totale du bar rayé de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent demeure élevée. Le taux de mortalité instantané (Z) a été calculé à l'aide de l'équation décrite par Ricker (1975) (Douglas et Chaput, 2011b) :

$$Z = -\ln \left(\frac{N_{t,i}}{N_{t-1,i-1}} \right)$$
, où $N_{t,i}$ correspond à l'abondance des reproducteurs d'âge i durant l'année t .

Le calcul du nombre de reproducteurs de chaque âge se fonde sur la proportion de poissons de cet âge et l'abondance des reproducteurs, telle qu'estimée à l'aide du modèle hiérarchique bayésien.

L'abondance moyenne des reproducteurs de 3 à 9 ans dans les classes de bars rayés de 1997 à 2007 a servi à estimer la mortalité (Chaput et Douglas, 2011). D'après l'abondance moyenne des bars de 3 à 9 ans de 1997 à 2010, la mortalité des bars rayés adultes serait de l'ordre de 0,47 ($Z = 0,63$). Ces valeurs s'avèrent légèrement inférieures aux valeurs de Z précédemment estimées (0,8–0,9) pour les bars rayés de 3 à 7 ans de la population du sud du golfe (Douglas *et al.*, 2006). Dans cette population, le taux estimatif de mortalité totale demeure élevé comparativement au taux de mortalité de causes naturelles, considéré faible (Douglas et Chaput, 2011b). Étant donné l'absence d'une pêche normale légale qui aurait contribué à la mortalité du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent, on présume que la pêche illégale du bar rayé contribue de façon significative à hausser le taux de mortalité (Douglas et Chaput, données non publiées, citées dans Douglas et Chaput, 2011a; MPO, 2011).

Déplacements aux fins d'introduction dans la population du fleuve Saint-Laurent

De 1999 à 2007, environ 12 000 jeunes de l'année ont été prélevés dans le réseau de la rivière Miramichi dans le but d'empoissonner le fleuve Saint-Laurent (Douglas et Chaput, 2011a).

UD de la baie de Fundy (rivières Shubéanacadie, Annapolis et Saint-Jean)

Dans l'UD de la baie de Fundy, les données de prises accessoires de la pêche de l'aloise dans la rivière Shubéanacadie et de l'activité de pêche récréative au printemps, durant la période précédant la fraye dans la rivière Stewiacke, ont révélé une augmentation de l'abondance depuis la dernière évaluation, ce qui concorde avec les attentes soulevées par le recrutement de la classe de 1999 (MPO, 2006). Selon les observateurs locaux, le nombre d'adultes regroupés dans l'aire de reproduction était le plus élevé jamais enregistré de mémoire d'homme (Duston, 2010). La rivière Shubéanacadie, une des trois aires de reproduction qui existaient autrefois dans l'UD de la baie de Fundy, sert toujours de frayère au bar rayé. Cette population de bar rayé est le seul groupe de la baie de Fundy dans lequel on a pu récemment prélever des

jeunes de l'année (Rulifson *et al.*, 1987; Douglas *et al.*, 2003). D'après une évaluation génétique réalisée par Bentzen *et al.* (2009) et Bradford *et al.* (2012), la rivière Saint-Jean pourrait renfermer une population indigène (voir aussi MPO, 2011).

La baie de Fundy est reconnue comme une région où les populations de bars rayés américaines se mêlent aux populations canadiennes (Rulifson et Dadswell, 1995; Wirgin *et al.*, 1995). Parmi les bars rayés qui fréquentent le bassin des Mines et la baie Cobequid en été figurent une partie qui hiverne dans les eaux douces autour de la baie de Fundy et une autre qui migre vers le sud, le long de la côte est des États-Unis (Rulifson *et al.*, 2008). Comme les populations de bar qui se reproduisent dans des tributaires de la baie de Fundy entrent en contact avec des bars migrateurs provenant de cours d'eau américains en été (MPO, 2006), certaines précautions s'imposent lors de l'évaluation des effectifs des populations reproductrices ou de la détermination de l'aire qu'elles occupent.

Abondance et mortalité de la population de la rivière Shubéanacadie

Pour les années antérieures à 1999, on ne dispose que d'indices indirects de l'abondance du bar rayé dans la rivière Shubéanacadie. D'après les données de la pêche récréative, l'abondance du bar aurait diminué dans la rivière Shubéanacadie entre 1950 et 1975, mais les effectifs seraient demeurés faibles et plutôt stables tout au long des années 1980 (Jessop, 1991).

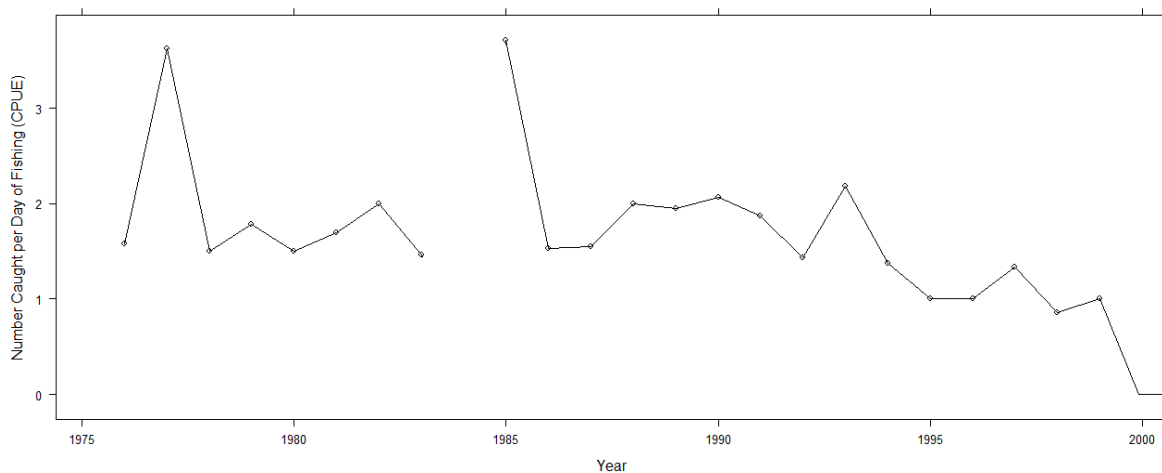
Depuis 1999, les jeunes bars rayés de l'année de la rivière Shubéanacadie ont fait l'objet d'une évaluation annuelle, sauf en 2008, au moyen de relevés à la senne de rivage normalisés, effectués dans la partie de la rivière Shubéanacadie soumise aux marées et sur la rive nord du bassin des Mines (Bradford et LeBlanc, 2011). Les résultats révèlent que le bar rayé de la rivière Shubéanacadie fraye chaque année, mais affiche un recrutement très variable (Bradford et LeBlanc, 2011).

D'après les données des prises accessoires de la pêche de l'alose dans la rivière Shubéanacadie, l'abondance des bars rayés reproducteurs aurait augmenté depuis 2001, ce qui concorde avec les attentes soulevées par le recrutement de la classe de 1999. On note une représentation accrue des adultes de plus de 60 cm (longueur à la fourche) (Bradford et LeBlanc, 2011). Douglas *et al.* (2003) ont estimé à 15 000 l'abondance des bars rayés ayant l'âge de reproduction (3 ans ou plus); parmi eux, 7 000 avaient 4 ans ou plus. Malgré la production annuelle de juvéniles depuis 1999 (MPO, 2006), cette augmentation de l'abondance de reproducteurs n'a entraîné aucune hausse du recrutement dans la rivière Shubéanacadie. On note une nette variation de la force des classes d'âge. Le succès de la reproduction et la survie de la progéniture aux stades précoces du cycle vital (œufs et larves) durant la première saison de croissance se ressentent de la variabilité du climat (Ulanowicz et Polgar, 1980; Rutherford et Houde, 1995; Rutherford *et al.*, 1997, cité dans Bradford et LeBlanc, 2011).

Les relevés de pêche à la ligne dans les rivières Stewiacke et Shubéanacadie indiquent que 1 801 bars (2,2 bars débarqués par heure d'effort de pêche) ont été capturés, surtout dans la partie de la rivière Stewiacke soumise aux marées, au moment où les adultes se rassemblaient dans l'aire de reproduction (du 26 avril au 20 juin; Duston, 2010). Duston (2010) a fait état d'une abondance d'œufs supérieure à 1 000 œufs/m³ après une période de fraye intensive (2010).

Débarquements historiques – population de la rivière Annapolis

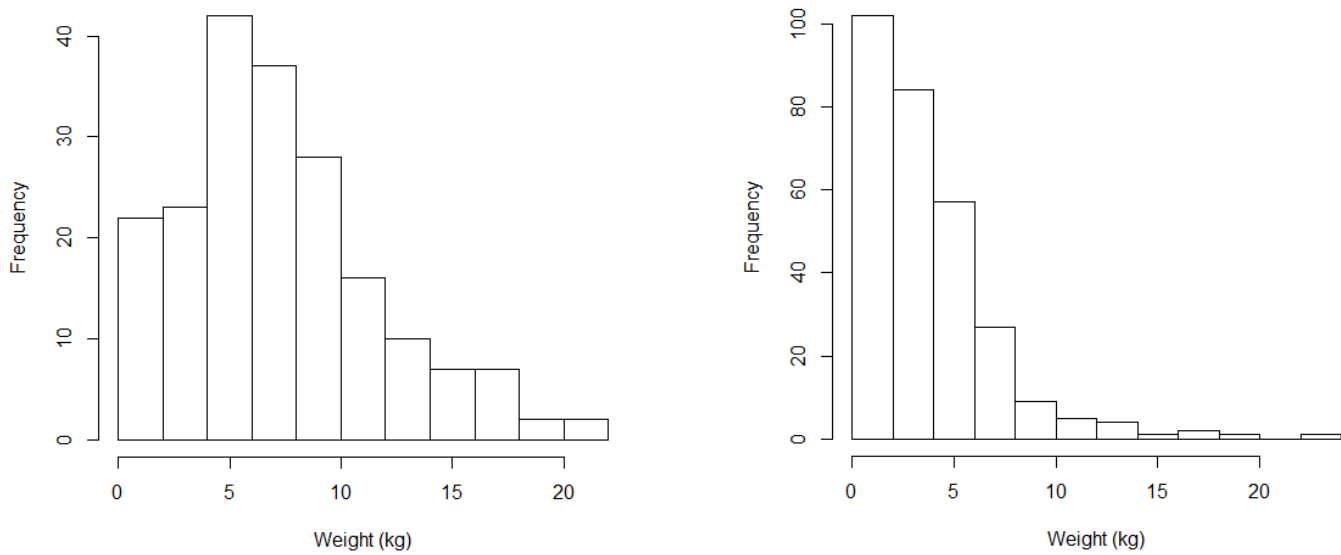
Selon les enquêtes menées auprès de pêcheurs sportifs de bar dans la rivière Annapolis, il semble que les effectifs de cette population aient considérablement diminué de 1975 à 2000, comme en témoigne la baisse des captures par unité d'effort (Jessop et Doubleday, 1976; Dadswell *et al.*, 1984; figure 5). Les données recueillies révèlent en outre des changements dans les caractéristiques des poissons capturés, signes d'un très faible recrutement; on note une augmentation de la longueur, du poids et de l'âge moyens, combinée à une baisse marquée de la proportion de jeunes poissons (Jessop et Vithayasai, 1979; Williams *et al.*, 1984; Parker et Doe, 1981; Jessop, 1980, 1990, 1991, 1995). À partir de 1975, la majorité des bars récoltés étaient matures et les juvéniles sont devenus rares (Dadswell *et al.*, 1984; Jessop et Vithayasai, 1979; Jessop, 1980; Parker et Doe, 1981).



Veillez voir la traduction française ci-dessous :
 Number caught per day of fishing (CPUE) = Captures par unité d'effort (par jour) (CPUE)
 Year = Année

Figure 5. Captures par unité d'effort de bars rayés dans le bassin de la rivière Annapolis, fondées des registres de pêche à la ligne choisis. L'absence de données en 1984-1985 correspond à l'interruption de la pêche durant la construction du pont-jetée (McLean et Dadswell, comm. pers., avril 2012). Les deux tendances (1975-2000 et 1985-2000) sont fortement significatives ($r_s = -0,48$, $P = 0,018$ et $r_s = -0,91$, $P < 0,001$, respectivement).

McLean et Dadswell (2012) ont passé en revue les registres de pêche à la ligne du bar rayé de la rivière Annapolis. Entre 1976 et 2008, les captures de bar semblent témoigner d'une modification de la structure des tailles au sein de la population. Avant l'installation des turbines (centrale marémotrice d'Annapolis; 1984), on pêchait chaque jour des bars de 1,4 à 3,6 fois plus gros (poids moyen de 7,4 kg) que ceux pêchés après l'installation des turbines, la population ayant perdu une partie des grands poissons propres à la pêche (figure 6). Les prises de bars rayés à la ligne se sont effondrées à proximité du barrage Royal Annapolis après 1990. D'après des relevés de pêche à la ligne sur la rivière Annapolis, les pêcheurs auraient capturé 19 bars rayés d'une longueur moyenne de 73 cm (10 cm plus longs que ceux des rivières Shubénacadie et Saint-Jean) en 2009, mais on ignore l'origine de ces poissons (Duston, 2010).



A)

B)

Veillez voir la traduction française ci-dessous :

Frequency = Fréquence

Weight = Poids

Figure 6. Fréquence des poids mesurés chez les bars rayés capturés dans le bassin de la rivière Annapolis par certains pêcheurs à la ligne choisis : **A)** avant l'installation des turbines (de 1976 à 1984); **B)** après l'installation des turbines (de 1985 à 2008) (tiré de McLean et Dadswell, comm. pers., avril 2012).

Même si rien n'indique que de nouveaux individus aient été produits depuis 1976, et malgré la rareté des captures récentes de grands bars rayés, les pêcheurs à la ligne continuent de capturer de petits bars rayés (M. Dadswell et T. Avery, Université Acadia, comm. pers., avril 2012). Étant donné le faible nombre d'adultes capturés dans l'estuaire de la rivière Annapolis, il est possible que ces petits poissons ne soient pas indigènes, mais proviennent des populations américaines ou même de celles du fond de la baie de Fundy (Duston, 2010).

Abondance et mortalité de la population de la rivière Annapolis

Des relevés ont été effectués dans la rivière Annapolis en 1976, 1977, 1980, 1992 et 1994, au moyen de filets à plancton (secteur de Bridgetown) et de sennes (estuaire de la rivière Annapolis), afin de déterminer l'activité de reproduction et la présence de bars rayés juvéniles. L'absence de captures en 1992 (juin) et en 1994 (10 jours entre le début et le milieu de juin) a amené Jessop (1995) à conclure que les données concordaient avec une tendance à la baisse de l'activité de reproduction et de la survie des œufs. Par ailleurs, on a associé la proportion grandissante de poissons de taille et d'âge moyens, observée du milieu des années 1980 jusqu'après 1990, à la proportion de plus en plus forte de migrants trophiques venus d'autres cours d'eau de la baie de Fundy et des États-Unis, plutôt qu'à la présence de poissons de la population de la rivière Annapolis (Jessop, 1980; Harris, 1988; Harris et Rulifson, 1988). On pourrait cependant soutenir que la technique de capture, la période d'échantillonnage et les sites de prélèvement ne coïncidaient pas nécessairement avec la présence du bar rayé. Stewart (Collège agricole de la Nouvelle-Écosse, CANE, comm. pers., 2012) a déterminé qu'il était possible de découvrir des œufs tout juste après la fraye, mais beaucoup plus difficile ensuite, même une journée plus tard. L'effort d'échantillonnage doit être considérable : il faut beaucoup de traits de filet pour bien couvrir les aires de ponte.

Les plus récents relevés à la senne de rivage, effectués en 2001, 2002 et 2010, n'ont permis de capturer aucun bar rayé (œuf, larve, juvénile ou adulte) dans la rivière Annapolis et son bassin versant; l'échantillonnage de l'ichtyoplancton réalisé en 2010 n'a pas donné de meilleurs résultats (Bradford et LeBlanc, 2011). Cependant, les relevés des œufs menés en 2010 n'ont duré qu'un seul mois (juin), une période d'échantillonnage peu propice à l'observation de signes d'activité reproductive. Effectivement, des équipes de pêche à la ligne et au verveux à l'œuvre dans la rivière Annapolis (à la recherche d'indices de la présence de bars) ont signalé la présence de grands bars en avril et au début mai (Clean Annapolis River Project (CARP) et T. Avery, comm. pers., Université Acadia, avril 2012).

L'analyse de l'ADN d'adultes prélevés entre 1975 et 1978 (et dans les années 1990) révèle cependant que ces adultes étaient d'origine américaine, à l'exception d'un individu impossible à associer à une population reproductrice connue (Bradford et LeBlanc, 2011).

Débarquements historiques – rivière Saint-Jean

La pêche du bar se pratique depuis le début de la colonisation européenne dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean. Dans la rivière Saint-Jean, la pêche récréative du bar rayé était pratiquée surtout l'été dans le secteur des chutes Réversibles, seuil rocheux de l'estuaire. Les bars capturés à cet endroit provenaient à la fois des eaux américaines et de la rivière Shubéanacadie (Bradford et Leblanc, 2011). Les captures de la pêche récréative montraient en effet d'importantes fluctuations annuelles, en phase avec les indices d'abondance des populations américaines migratrices (Dadswell *et al.*, 1984; Douglas *et al.*, 2003). Tout au long des années 1990 et au moins jusqu'en 2010, l'estuaire de la rivière Saint-Jean regorgeait de petits bars rayés. Les pêcheurs commerciaux et sportifs ont enregistré de nombreuses captures de petits bars rayés dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean après les années 1990 et signalé de bonnes conditions de pêche jusqu'en 2010 (M. Dadswell, Université Acadia, comm. pers., avril 2012). En 2009, un pêcheur sportif a déclaré avoir capturé à lui seul 80 bars rayés d'une longueur à la fourche d'environ 63 cm entre juin et octobre, surtout à proximité des chutes Réversibles (Duston, 2010). La popularité de la pêche récréative du bar rayé s'est accrue depuis 10 ans dans l'ensemble du cours inférieur de la rivière Saint-Jean, en direction de Fredericton, jusqu'à presque 125 km en amont des chutes Réversibles (C. Connell, MRN du Nouveau-Brunswick, comm. pers., 2012). Comme dans la rivière Annapolis, les bars capturés dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean ne sont pas nécessairement tous indigènes, certains pouvant provenir des populations américaines, ou même du fond de la baie de Fundy (Duston, 2010).

On présume par contre que la pêche commerciale, pratiquée surtout l'hiver, exploitait principalement la population résidente de bar rayé (Dadswell, 1976). À l'origine, le bar constituait une prise secondaire de la pêche de l'esturgeon noir (*Acipenser oxyrinchus*). Les captures de bar variaient alors selon l'effort de pêche consacré à l'esturgeon. Une pêche hivernale du bar a débuté dans la baie de Belleisle en 1930 (Dadswell *et al.*, 1984).

Les statistiques de débarquement, recueillies depuis 1875, montrent des fluctuations marquées, les pics étant en général séparés par des intervalles de 9 à 11 ans (Dadswell *et al.*, 1984). Durant les années 1970, les prises commerciales ont baissé rapidement. L'analyse de la composition des captures a démontré l'absence de recrutement et confirmé le déclin de la population (Dadswell, 1983). En 1978, les autorités ont interdit la pêche commerciale du bar dans la baie de Belleisle (Hooper, 1991).

Abondance et mortalité de la population de la rivière Saint-Jean

La dernière collecte d'œufs et la capture d'un jeune individu (1+), dans l'intérieur de la baie de Belleisle, remontent à 1979 (Dadswell, 1982, cité dans Douglas *et al.*, 2003).

Des relevés systématiques effectués en 1992 et en 1994, dans l'espoir de recueillir des œufs en juin et des juvéniles en août, n'ont donné aucun résultat (Jessop, 1995). D'autres échantillonnages à la senne de rivage, menés en 2000, 2001 et 2009 en vue de détecter des juvéniles, ont également échoué (Douglas *et al.*, 2003; Bradford et LeBlanc, 2011). Devant l'absence prolongée d'indices de reproduction dans cette rivière, on a dû conclure que cette population avait disparu (COSEPAC, 2004).

Un nombre substantiel de grands bars rayés continue de fréquenter la rivière Saint-Jean, jusqu'au barrage de Mactaquac, à environ 150 km de l'océan, mais on ignore si ces individus représentent une population reproductrice résiduelle ou ne sont que des vagabonds (Bentzen *et al.*, 2009; Bradford *et al.*, 2012).

UD du fleuve du Saint-Laurent

Débarquements historiques – population disparue du pays

Le bar rayé de la population disparue du pays faisait déjà l'objet de pêche commerciale dans les années 1920. Les prises commerciales affichent d'importantes fluctuations (de 5 à 50 t), dont les sommets sont espacés d'une dizaine d'années. Si l'on se fie aux prises commerciales déclarées, la population aujourd'hui disparue du Saint-Laurent semble avoir décliné de façon marquée à partir du milieu des années 1950. Les débarquements, qui avaient toujours oscillé entre 5 et 50 t par année, sont tombés sous les 3 t en 1957 et y sont demeurés jusqu'en 1965, dernière année où des prises commerciales de bar rayé ont été déclarées. Les captures de la pêche récréative semblent avoir suivi la même tendance. La pêche récréative était particulièrement intense autour de l'île d'Orléans et dans l'archipel de Montmagny pendant les vacances d'été, de la mi-juillet à la fin septembre. En aval de l'île d'Orléans, les prises déclarées provenaient surtout de l'archipel de Montmagny et du littoral sud du fleuve (MPO, 2010a). Le bar était aussi capturé par des pêcheurs commerciaux dans des engins de pêche fixes, disséminés le long des rives jusqu'au lac Saint-Pierre, où il faisait aussi l'objet de braconnage en hiver. Enfin, des senneurs allaient capturer ce poisson aux abords de plusieurs îles du Saint-Laurent, entre l'île Madame et l'île aux Oies. Les dernières prises de bar rayé au tournoi de pêche récréative de Montmagny ont eu lieu en 1963. Quelques pêcheurs à la ligne ont cependant continué de capturer des bars à l'occasion, jusqu'en 1968 (Robitaille et Girard, 2002). Lorsque le bar rayé était présent, il était courant de capturer des jeunes de l'année par centaines dans certains engins de pêche fixes, en périphérie de l'île d'Orléans. Cela ne s'est plus produit depuis le milieu des années 1960. On a cru brièvement au rétablissement de cette population vers le début des années 1980, lorsqu'une centaine de bars ont été capturés au Québec, surtout autour de la péninsule gaspésienne et dans l'estuaire maritime, mais on pense qu'il s'agissait plutôt de bars rayés provenant de la rivière Miramichi (Douglas *et al.*, 2003; COSEPAC, 2004).

Introduction de la population du fleuve Saint-Laurent

En 1999, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) et la Fédération québécoise de la faune ont commencé à prélever des bars rayés dans la rivière Miramichi, dans le cadre d'une étude de faisabilité visant à évaluer la possibilité de maintenir des conditions adéquates durant le transport des poissons de Miramichi à la station piscicole gouvernementale de Baldwin-Coaticook et le taux de succès probable de l'élevage et de l'alimentation en milieu artificiel. La population de la rivière Miramichi a été choisie comme population souche en raison de sa proximité et de son adaptation aux milieux nordiques (Pelletier *et al.*, 2011). Une analyse des risques (Robitaille, 2000) et un plan d'action (Comité aviseur sur la réintroduction du bar rayé, 2001) ont également été préparés dans le but d'assurer la surveillance de cette nouvelle population de bar rayé et de ses composants. En 2001, le dossier a été confié au Comité aviseur sur la réintroduction du bar rayé de l'UD du fleuve Saint-Laurent.

Une nouvelle population de bar rayé semble se constituer dans le fleuve Saint-Laurent. Parmi les premiers bars prélevés en 1999, on en a déversé 11 (âgés de 3 ans, longueur approximative de 42 cm) en 2002 et 16 (âgés de 6 ans) en 2005 (M. Legault, MRNF, comm. pers., mai 2012). En 2002, 11 adultes, âgés d'environ 3 ans (longueur approximative de 42 cm) et 1 050 jeunes de l'année (environ 6 cm) provenant de la rivière Miramichi ont été déversés dans le fleuve Saint-Laurent (Pelletier *et al.*, 2010). De 2002 à 2006, on a capturé 2 000 bars juvéniles par année dans la rivière Miramichi (Nouveau-Brunswick), pour les transporter à la station piscicole du gouvernement du Québec, à Baldwin-Coaticook, et les élever jusqu'à ce qu'ils atteignent la maturité sexuelle. Certaines années, on a déversé jusqu'à la moitié des jeunes de l'année prélevés dans la rivière Miramichi directement dans le fleuve Saint-Laurent. En 2002, il est devenu possible de déverser une partie des bars excédentaires élevés à Baldwin. De 2002 à 2011, on a déversé au total 13 197 bars rayés juvéniles (de 0 à 2 ans), 965 géniteurs (de 3 à 9 ans) et plus de 27,5 millions de larves, longues de 2 à 4 mm et élevées en pisciculture, dans le fleuve Saint-Laurent entre Saint-Pierre-les-Becquets et Rivière-Ouelle (Pelletier, 2009; Pelletier *et al.*, 2009, 2010, 2011; A.M. Pelletier, MRNF, comm. pers., avril 2012). Afin de déterminer l'origine (naturelle ou artificielle) des individus capturés accidentellement, on munit les juvéniles et les adultes d'une micro-étiquette (à transpondeur passif intégré) depuis 2003 et on marque les larves à l'oxytétracycline depuis 2007. Comme la grande majorité des bars juvéniles capturés dans le réseau ne portent aucune trace de marquage à la tétracycline sur les otolites (p. ex. 81,5 % des 7 238 individus âgés d'un an prélevés en 2001), on peut certainement présumer le succès de reproduction des poissons déversés en vue de reconstituer l'UD du fleuve Saint-Laurent (I. Gauthier, NRMF, comm. pers., 2012).

À partir des bars rayés capturés de 2003 à 2011, on peut inférer certaines connaissances préliminaires sur la biologie de la population récemment introduite (Pelletier, 2009; Pelletier *et al.*, 2009, 2010, 2011; Belzile *et al.*, 2012). Au total, 87,6 % des captures de bar rayé ont eu lieu dans la région du Bas-Saint-Laurent, et 10,3 % dans les environs de Québec (régions de la Capitale-Nationale et de Chaudière-

Appalaches). Les registres font état de captures de bars rayés entre la région de Montréal (1 individu) et la région de la Gaspésie (N = 31), y compris dans la région du Saguenay et 3 spécimens dans la rivière Richelieu, 2 en juin 2004 et 1 en juin 2012 (Nathalie Vachon, MRNF, comm. pers., 2012). On croit que les spécimens signalés par le CDPNQ en Gaspésie (dans la baie des Chaleurs et au quai de Gaspé) (Douglas *et al.*, 2003; COSEPAC, 2004) seraient apparentés aux individus de la population de la rivière Miramichi et peut-être originaires de cette population reproductrice (V. Bujold, MRNF, comm. pers., avril 2012).

Abondance et mortalité de la nouvelle population

Entre 2003 et 2011, le nombre de bars rayés observés dans le réseau a progressé, en particulier en 2011, alors que l'augmentation aurait atteint près de 350 % par rapport à 2010 (tableau 2). Étant donné que les poissons introduits semblent se reproduire avec succès dans l'aire de répartition historique du bar rayé, ils sont désormais inclus dans l'estimation de la taille des populations et peuvent faire l'objet d'évaluation aux termes des Lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées (annexe E7, lignes directrices 3 et 7, COSEPAC, 2010a).

Tableau 2. Nombre de bars rayés capturés et observés depuis 2003, après l'empoissonnement du fleuve Saint-Laurent.

Année	Recaptures			Observations CDPNQ	Total
	Pêche commerciale	Pêche récréative	Pêche expérimentale		
2003	2	1	0	0	3
2004	17	3	7	0	27
2005	29	1	1	0	31
2006	90	0	36	0	126
2007	109	2	19	1	131
2008	145	7	29	30	211
2009	50	6	49	38	143
2010	1420	34	213	13	1 680
2011	5419	60	263	12	5 754
Total	7 281	114	617	94	8 106

Source : Belzile *et al.* (2012)

En 2011, 91 % des prises se composaient de jeunes de l'année, une augmentation marquée, de l'ordre de 381 % (Gagnon et Verreault, 2012), par rapport à 2010 (tableau 3). Bien que répertoriées tout au long de septembre et d'octobre, la plupart des prises l'ont été entre la deuxième et la quatrième semaine d'octobre (tableau 3) à des sites de pêche de l'anse Sainte-Anne, près de La Pocatière (Pelletier *et al.*, 2010; Gagnon et Verreault, 2012). Autrefois, un grand nombre de jeunes bars rayés étaient également prélevés à cet endroit en septembre (Robitaille, 2010). Par suite de la disparition de la population du fleuve Saint-Laurent, on a fondé l'objectif de rétablissement sur l'établissement d'une population viable, capable de se reproduire naturellement et de survivre dans les mêmes zones d'occupation et d'occurrence que la population précédente (MPO, 2006). Jusqu'ici, l'empoissonnement donne des résultats

encourageants, puisqu'on sait que des bars rayés introduits ont survécu, ont frayé et ont produit une progéniture qui affiche une saine croissance et a tendance à occuper une aire de répartition semblable à celle de la population disparue du pays (Pelletier *et al.*, 2009; 2010, 2011; Legault, 2012). Robitaille *et al.* (2011) ont repéré un premier habitat essentiel au grossissement dans l'anse Sainte-Anne, tandis que Legault (2012) a confirmé la présence d'une frayère à l'embouchure de la rivière du Sud, où des œufs ont été prélevés en 2011. Plusieurs éléments demeurent cependant mal connus, comme la localisation des autres milieux essentiels pour le bar rayé à différents stades de son cycle vital (reproduction et croissance, surtout en amont de La Pocatière, croissance, hivernage), le taux de survie et le taux de mortalité (MPO, 2010a). En outre, on ignore toujours si la biomasse des reproducteurs sera assez élevée dans l'avenir pour assurer la production de plusieurs générations. D'après le taux estimatif de mortalité naturelle, Z (- 0,8), on estime que le nombre de poissons introduits qui ont contribué à la reproduction en 2010 se situait entre 1 000 et 1 500 (G. Verreault, MRNF, comm. pers., février 2011). Un certain nombre de mesures devront être maintenues ou mises en place pour assurer le succès du programme de rétablissement du bar rayé : 1) poursuivre l'introduction de bars rayés afin d'augmenter leur nombre dans le fleuve Saint-Laurent; 2) maintenir le suivi de la population réintroduite afin d'observer l'évolution des caractéristiques biologiques et la dynamique de la population; 3) suivre l'état des principales espèces qui sont en interaction avec le bar rayé en tant que proies ou compétiteurs; 4) localiser et caractériser les milieux essentiels de l'espèce, soit les aires de reproduction, d'incubation et de croissance des juvéniles, afin de les protéger (Pelletier *et al.*, 2011).

Tableau 3. Prises hebdomadaires de jeunes bars rayés de l'année, de 2005 à 2011 dans le fleuve Saint-Laurent

Mois	Semaine	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	%
Septembre	1					2	5	15	22	0,32
	2					2	135	12	149	2,16
	3		1	8	2	5	7	79	102	1,48
	4			6	3		17	32	58	0,84
	5	1	1			4	48	141	195	2,83
Total sept.		1	2	14	5	13	212	279	526	7,62
Octobre	1	1		1	7	2	78	75	164	2,38
	2		17		11	2	103	298	431	6,25
	3	1	10	4	14	2	107	144	282	4,09
	4		43	33	2	1	75	191	345	5
	5		5	2			11	3	21	0,3
Total oct.		2	75	40	34	7	374	711	1243	18
<i>Autres</i>							837	4 295	5 132	74,4
Total		3	77	54	39	20	1 423	5 285	6 901	100

Sources : Pelletier *et al.* (2010), Gagnon et Verreault (2012).

Croissance, rapport des sexes, âge et taille des géniteurs dans la population introduite

De 2004 à 2009, des données ont été recueillies sur 670 bars rayés, dont 507 avaient été recapturés dans le cadre de la pêche commerciale ou des relevés du MRNF et conservés aux fins d'analyse de leurs caractéristiques biologiques en laboratoire. Les données témoignent de la présence d'une reproduction naturelle des bars rayés qui composent la nouvelle population introduite dans l'estuaire. En effet, malgré qu'aucun bar rayé d'âge 0+ n'ait été introduit en 2008, on a répertorié 38 bars rayés juvéniles (0+) cette année-là. En 2009, la capture de 12 bars rayés âgés de 1 an semble indiquer le succès de la reproduction naturelle au sein de la nouvelle population.

La taille de ces bars rayés varie de 30 à 710 mm et leur âge, de 0 à 6 ans. Parmi les bars rayés capturés, 193 étaient des jeunes de l'année (longueur moyenne de $141,5 \pm 27,3$ mm) et 77 % avaient moins de 2 ans. On note cependant des sommets d'abondance dans les classes de taille de 90 à 150 mm, de 210 à 260 mm et de 380 à 450 mm (Pelletier *et al.*, 2011). Historiquement, les pics d'abondance significatifs se trouvaient dans les classes de taille de l'ordre de 250 et de 420 mm (Beaulieu, 1985). En 2011, on a capturé 84 géniteurs, dont 93 % étaient de taille supérieure à 400 mm (M. Legault, MRNF, comm. pers., 2012).

Le stade de maturité de chaque individu a été déterminé d'après le rapport gonado-somatique et la charte de Buckmann (1929, cité dans Pelletier *et al.*, 2011). Dans le groupe d'individus dont on a déterminé le sexe, on note un rapport mâles-femelles de 1:0,8 (2 ans), de 1:2,0 (3 ans) et de 1:1,4 (4 ans). Parmi ces individus, on a déterminé que 62 mâles et 69 femelles avaient atteint la maturité. D'après l'analyse du développement gonadique, plus de 50 % des mâles sont matures lorsqu'ils atteignent 400 mm, tandis que ce seuil s'élève à 450 mm chez les femelles. L'âge moyen (2,8 ans) et la taille moyenne des mâles matures (471,9 mm) diffèrent significativement de ceux des femelles (3,2 ans et 531,4 mm), les mâles ayant une maturité sexuelle plus précoce que les femelles. Tout indique que les géniteurs de la nouvelle population atteignent la maturité sexuelle plus tôt que ceux de la population disparue du pays et des autres populations canadiennes. Dans les populations de l'estuaire et de la rivière Miramichi, le début de la maturation ne se produit pas avant l'âge de 3 ans et une taille de 300 mm chez les mâles, ni avant l'âge de 4 ou 5 ans et une taille de 400 mm chez les femelles (Hogans et Melvin, 1984; Beaulieu, 1985; Douglas *et al.*, 2003, 2006).

La maturation hâtive des individus qui composaient la nouvelle population du Saint-Laurent à la fin de la décennie 2000 est sans doute liée au fort taux de croissance somatique de la population, en lien avec la faible densité des individus. Effectivement, les rapports gonado-somatiques varient de 0,04 à 14,4 % chez les mâles et de 0,20 à 8,7 % chez les femelles. Ces valeurs sont supérieures à celles enregistrées chez des femelles de la population disparue du pays, capturées dans le lac Saint-Pierre en avril 1946; les rapports gonado-somatiques de ces femelles dépassaient rarement 2 % durant la période précédant la fraye.

Le taux de croissance en longueur a été établi par rétrocalcul à partir des écailles (N = 181; de 1 à 6 ans). On a également effectué le rétrocalcul à partir des écailles de la population disparue du pays (1944–1956; N = 82; de 1 à 8 ans). On n'a pas observé le phénomène de Lee (sous-estimation de la taille des classes d'âge inférieures) dans les données rétrocalculées. Les tailles prédites et observées pour une classe d'âge donnée ne différaient pas statistiquement ($P > 0,05$), ce qui signifie que le taux de croissance en longueur, estimé à partir des longueurs rétrocalculées à l'âge, ne serait pas biaisé par l'existence d'une mortalité sélective en fonction de la taille des individus. Les résultats démontrent que les bars rayés capturés entre 2004 et 2009 étaient de taille moyenne supérieure, pour un âge donné, à la taille moyenne de la population disparue ($P < 0,05$). Le taux de croissance moyen des bars rayés de la population réintroduite du Saint-Laurent était semblable à celui de la population souche de la rivière Miramichi, estimé d'après des échantillons capturés entre 1994 et 2005 ($P > 0,05$). Des études menées sur la population disparue avaient révélé que les bars rayés de cette population étaient de plus petite taille, à un âge donné, que ceux des populations plus au sud, ces derniers bénéficiant d'une saison de croissance plus longue (Magnin et Beaulieu, 1967; Vladykov et Brousseau, 1957; Douglas *et al.*, 2006; Scruggs, 1957). Toutefois, selon les analyses réalisées sur le bar rayé introduit, cette différence n'existe plus (Pelletier *et al.*, 2011).

D'après ces résultats, on peut conclure ce qui suit : 1) la capacité limite de l'habitat fréquenté par les bars rayés réintroduits n'est pas encore limitée il offrait des ressources alimentaires variées et des refuges abondants et diversifiés au moment de l'étude; 2) les bars rayés du Saint-Laurent présentent le même modèle de croissance que leur population souche, soit celle de la rivière Miramichi (Pelletier *et al.*, 2011).

La population disparue et la population réintroduite présentent des modèles de croissance comparables en ce sens que les jeunes bars rayés nés au printemps doublent de taille entre l'été et l'automne. L'augmentation annuelle la plus rapide se produit entre 1 et 2 ans et, de toute évidence, diminue après 3 ans. À ce moment, on observe un ralentissement du taux de croissance qui correspond sans doute à la période de maturité sexuelle, tant chez la population disparue (Magnin et Beaulin, 1967) que chez la population introduite, dont l'âge de maturation des individus se situe en moyenne à 2,8 ans chez les mâles et à 3,2 ans chez les femelles (Pelletier *et al.*, 2011). En effet, lors de la maturation, l'allocation des ressources vise entièrement à assurer le développement des gonades, au détriment de la croissance somatique (Tremblay, 2004, 2009).

Immigration de source externe

Au Canada, le bar rayé est un poisson migrateur qui s'éloigne de son aire de reproduction pour diverses raisons, notamment pour se nourrir et hiverner. D'après la plus récente évaluation génétique, la population de la rivière Miramichi (UD du sud du golfe du Saint-Laurent) est nettement isolée des autres populations aux points de vue génétique et géographique (Bradford *et al.*, 2012). L'immigration en provenance de l'UD du fleuve Saint-Laurent serait improbable, même si des bars rayés portant des étiquettes dorsales posées dans la rivière Miramichi ont été recapturés le long de la côte gaspésienne et sont encore souvent capturés dans la région de la baie des Chaleurs. Entre la dernière observation de bars rayés matures dans le fleuve Saint-Laurent (1968) et le début du programme de réintroduction (2002), il arrivait encore que l'on capture des bars rayés dans la baie des Chaleurs, mais aucune immigration de source externe n'a permis le rétablissement de la population.

Le bar rayé en provenance des États-Unis qui pénètre dans la baie de Fundy pour s'y nourrir fréquente les mêmes secteurs de la baie que le bar rayé indigène (MPO, 2006). Toutefois, comme on ignore si ces individus frayent dans ces milieux, on ne sait pas si les migrants s'adaptent aux fins de reproduction et on ne peut garantir leur contribution au bassin de géniteurs de la population à rétablir. Les individus qui appartiennent à des populations américaines fréquentent déjà certains tributaires des Maritimes. Selon Bradford *et al.* (2012), les individus capturés dans la rivière Saint-Jean (Nouveau-Brunswick) comprennent, en proportions variables, des poissons présumés originaires de la rivière Saint-Jean, de la rivière Shubéanacadie et de populations américaines. Ces incursions fréquentes ne garantissent donc pas le niveau d'adaptation requis pour toutes les activités du cycle vital, la capacité de survivre toute l'année au Canada, ni l'existence d'habitat approprié pour ces populations.

Aux États-Unis, où les populations de bars rayés sont plus nombreuses, on estime que la surpêche, la pollution, la perte et la détérioration de l'habitat de reproduction par les barrages, et la modification des conditions d'écoulement peuvent contribuer, à divers degrés, au déclin de l'abondance. On a longtemps sous-estimé l'effet de la pêche sur l'abondance du bar. Les populations migratrices de la baie de Chesapeake, par exemple, ont été décimées pendant deux décennies complètes (1970 et 1980). Après l'imposition de plusieurs moratoires sur la pêche au cours des années 1980 et 1990 (Richards et Rago, 1999, cité dans Rulifson *et al.*, 2008) et un possible retour des conditions environnementales favorables au succès de la reproduction (Field, 1997; Walter *et al.*, 2003), les populations américaines se sont rétablies au point d'atteindre une abondance jamais vue. En ce sens, elles présentent une certaine possibilité d'immigration dans l'UD de la baie de Fundy.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

En général, les populations de bar rayé canadiennes sont menacées par la surpêche (pêche dirigée, prises accessoires, braconnage), la détérioration de la qualité de l'habitat et la perte d'habitat, la contamination (pollution agricole ou industrielle), les conditions météorologiques défavorables et la présence d'espèces exotiques envahissantes. Étant donné que les populations canadiennes se trouvent à la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, elles pourraient subir l'effet de facteurs qui limitent naturellement l'abondance, comme la variabilité interannuelle du recrutement. Bien que la plupart des menaces concernent toutes les populations de bar rayé canadiennes, certains facteurs limitatifs affectent certaines populations (et UD) plus gravement que d'autres.

Dans l'Évaluation du potentiel de rétablissement (EPR, MPO, 2006), les causes possibles de mortalité et de dommage global, ainsi que le classement de leur incidence relative (classement qualitatif) ont été prises en considération séparément pour chaque UD. L'étude examine la mortalité du bar rayé qui découle d'activités anthropiques par rapport à l'objectif de rétablissement établi pour chaque UD. Au Canada, malgré la réduction des pêches dirigées de bar rayé, les prises de bar rayé (par la pêche dirigée, les prises accessoires et le braconnage) demeurent considérables (MPO, 2006, 2011). Selon leur intensité, la pêche dirigée et les prises accessoires peuvent limiter le nombre d'individus qui constituent le stock reproducteur de l'espèce et réduire les probabilités de reproduction répétée (Williamson, 1974; Jessop et Doubleday, 1976; Hogans et Melvin, 1984; Secor, 2000). La capacité de la population d'amortir les effets d'un recrutement irrégulier s'en trouve réduite.

UD du sud du golfe du Saint-Laurent

Pêche

La pêche illégale et la mortalité accessoire dans le cadre de certaines pêches constituent les plus importants obstacles au rétablissement du bar rayé (MPO, 2006, 2011; Douglas *et al.*, 2006). D'après les estimations de l'Évaluation des dommages admissibles (EDA, MPO, 2011), la perte totale de bars rayés de moyenne et de grande taille serait de l'ordre de 60 000 poissons par année (tableau 4). Dans la région du sud du golfe du Saint-Laurent, près de 70 % des pertes de bars rayés adultes attribuables à la pêche résultent de la pêche illégale (55 %) et de la pêche récréative (14 %). Les pêches pratiquées à l'aide de filets maillants sont celles qui causent le plus grand nombre de mortalités chez le bar rayé (MPO, 2011).

Tableau 4. Sommaire des pertes annuelles estimatives de bars rayés de moyenne et de grande taille attribuables aux prises accessoires de la pêche d'autres espèces dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Toutes les valeurs sont arrondies à la centaine près.

Pêche	Relâchés	Morts	Manipulés	Pourcentage tué	Pourcentage du total tué
Capucette	400	0	400	0,0	0,0
Anguille d'Amérique	15 500	1 300	16 800	7,7	2,1
Saumon atlantique	1 200	1 900	3 100	61,3	3,1
Alose savoureuse	500	2 500	3 000	83,3	4,1
Éperlan	12 9000	3 900	16 800	23,2	6,3
Hareng atlantique	2 300	4 500	6 800	66,2	7,3
Gaspereau	37 900	4 800	42 700	11,2	7,8
Pêche récréative légale	19 600	8 900	28 500	31,2	14,4
Pêche illégale	0	33 900	33 900	100,0	54,9
Total	90 300	61 700	152 000	40,6	

Source : MPO (2011)

Par suite de la mise en œuvre de mesures de gestion, comme l'interdiction de la pêche commerciale dirigée en 1996 et la fermeture de la pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles en 2000 (Douglas et Chaput, 2011b), l'abondance des géniteurs s'est accrue dans l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent (Douglas et Chaput, 2011b).

Pêche illégale (braconnage)

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la pêche illégale est reconnue comme le plus important facteur limitatif qui touche le bar rayé; cette activité, responsable de plus de 50 % des pertes estimatives d'adultes, est celle qui contribue le plus aux pertes de bars rayés (tableau 4; MPO, 2011). Tous les bars rayés (100 %) capturés au cours de pêches illégales sont considérés comme étant morts (tableau 4; MPO, 2011).

Le bar rayé fait l'objet de pêche illégale sous le couvert de la pêche récréative à l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans les estuaires, au maquereau (*Scomber scomber*) autour des quais, et de toute autre espèce dont la pêche est permise le long des côtes (Douglas et Chaput, 2011a). Il demeure cependant difficile d'estimer la mortalité du bar rayé due à la pêche illégale (Trépanier et Robitaille, 1995; Douglas et Chaput, 2011a). Le nombre d'accusations portées pour des infractions ayant trait au bar rayé est resté relativement constant durant les dix dernières années. Qui plus est, la pêche récréative de la plupart des espèces ne requiert aucun permis si elle est pratiquée dans les eaux sous l'influence des marées (Douglas et Chaput, 2011a). L'effort de pêche à la ligne demeure élevé dans le réseau de la rivière Miramichi (particulièrement dans le marais Strawberry), au confluent des rivières Miramichi Sud-Ouest et Nord-Ouest (en mai et juin) et dans les estuaires et les zones côtières de Tracadie, de Tabusintac, de Kouchibouguac et de Richibucto (Nouveau-Brunswick) et des comtés de Pictou et Inverness (Nouvelle-Écosse) (Douglas et Chaput, 2011a). La pêche illégale du bar rayé aurait également lieu dans la rivière Kouchibouguacis (E. Tremblay, Parcs Canada, comm. pers., avril 2012). Par ailleurs, la pêche illégale au

filet maillant se pratique couramment dans le sud du golfe du Saint-Laurent. On a signalé des prises abondantes au printemps et en été le long des rives et en hiver, sous la glace, dans les aires d'hivernage de la rivière Richibucto (Douglas et Chaput, 2011a).

Des habitants de la côte est du Nouveau-Brunswick affirment être au courant d'activités illégales de pêche sous la glace. Dans certaines localités, des bars rayés seraient encore offerts par des vendeurs ambulants (Douglas *et al.*, 2003).

Prises accessoires

Étant donné que l'on peut capturer des bars rayés dans tous les types d'engins de pêche employés pour cette espèce (filet maillants, filets-trappes, verveux, filets à poche, casiers, etc.), l'estimation de la quantité de prises accessoires varie de faible à élevée, suivant le site de pêche, dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Chiasson *et al.*, 2002). Dans l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent, le niveau des prises accessoires de plusieurs pêches estuariennes a fait l'objet de trois inventaires distincts (Chiasson *et al.*, 2002; MPO, 2006, 2011). On estime que plus de 80 % et de 65 % des bars rayés manipulés au cours de la pêche au filet maillant de l'alose savoureuse et du hareng atlantique, respectivement, sont morts (tableau 4; MPO, 2011).

Les données quantitatives sur les prises de bar rayé de la rivière Miramichi au cours de différentes pêches proviennent du programme de surveillance annuelle de la présence de bars rayés reproducteurs dans la pêche du gaspareau et de l'alose d'été dans la rivière Miramichi Nord-Ouest (indice d'abondance) et d'une étude portant spécifiquement sur les prises accessoires de la pêche de l'éperlan sur la rivière Miramichi (Bradford *et al.*, 1997 b). D'après les données de débarquement compilées avant l'interdiction de la pêche commerciale en 1996, les prises accessoires de bar rayé au cours de cette pêche peuvent être considérables (LeBlanc et Chaput, 1991). Dans le cadre de la pêche de l'éperlan, les prises accessoires concernent principalement les jeunes de l'année. Un nombre significatif de prises accessoires de jeunes de l'année a lieu durant l'automne et l'hiver, au cours de la pêche de l'éperlan et dans des nasses à anguilles (Bradford *et al.*, 1995, 1997 b). La seule estimation de ces prises remonte à 1994 et 1995. Les deux années de surveillance des filets à poche ont révélé une mortalité considérable, estimée à 100 000 (1994) et à 400 000 (1995) jeunes de l'année, en plus d'environ 1 000 bars de 1 an et 1 000 bars de 2 ans ou plus chaque année.

En hiver, les prises devraient être moins abondantes, mais elles n'ont fait l'objet d'aucune évaluation jusqu'à maintenant (Douglas et Chaput, 2011a). Il n'existe essentiellement aucune documentation sur les autres pêches du gaspareau et de l'alose d'été, pratiquées au moyen de divers types d'engins dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Chiasson *et al.*, 2002).

La pêche de la capucette (*Menidia menidia*) pratiquée à l'Île-du-Prince-Édouard et en Nouvelle-Écosse ressemble à la pêche de l'éperlan en ce que les mailles fines et les ailes interceptent les bars rayés de toutes tailles. Les prises accessoires de bar rayé au cours de la pêche récréative de l'éperlan au moyen de filets maillants à l'Île-du-Prince-Édouard et de l'anguille d'Amérique au moyen de casiers dans le golfe de la Nouvelle-Écosse sont du même ordre que les prises accessoires de la pêche commerciale de la capucette, effectuée au moyen du même engin (Douglas et Chaput, 2011a). Selon Bradford et Chaput (1998), on trouve aussi des bars rayés parmi les harengs de l'Atlantique pêchés à Escuminac (Nouveau-Brunswick) au printemps, au moyen de filets maillants fixés le long du rivage. Durant quatre semaines entre la mi-mai et la mi-juin, les pêcheurs installent dix filets maillants destinés à l'alose savoureuse dans les eaux côtières entre Kouchibouguac et Pointe Sapin (Nouveau-Brunswick). Comme elle a lieu au moment de la migration du bar rayé vers la frayère de la rivière Miramichi Nord-Ouest, cette pêche donne lieu à un nombre significatif de prises accessoires de bar rayé (Douglas et Chaput, 2011a). Au cours des années 1990, les biologistes du parc national de Kouchibouguac ont surveillé les prises accessoires de la pêche de l'anguille (1992-1996), du gaspateau (1991-1998) et de l'éperlan (1994-1998) effectuée au moyen de nasses à anguilles et de filets à poche (gaspateau et éperlan) dans les rivières Kouchibouguac et Black. Bien que la mortalité n'ait touché que 5 % des prises, il convient de noter que l'importance des prises accessoires de bar rayé ne se limite pas à la rivière Miramichi, mais affecte d'autres sites de pêche du sud du golfe du Saint-Laurent. La majeure partie des bars rayés ont été pris à l'automne, dans les filets à poche destinés au gaspateau de la rivière Kouchibouguac (64,7 %) et dans les filets à poche destinés à l'éperlan de la rivière Black (17,1 %).

Le nombre de prises accessoires de bar rayé au cours de la pêche récréative légale serait très faible (Douglas et Chaput, 2011a). Le taux de mortalité des bars rayés pêchés à la ligne et relâchés, qui varie de 8 à 16 % (Diodati et Richards, 1996; Millard *et al.*, 2005), dépendrait de divers facteurs (Wilde *et al.*, 2000). La pêche récréative peut tout de même perturber les aires de concentration du bar rayé, poussant les poissons à délaisser un habitat privilégié (MPO, 2010c). En outre, comme tous les pêcheurs n'utilisent pas les mêmes méthodes et ne possèdent pas la même expérience, la remise à l'eau des prises accessoires de bar rayé provoque un certain degré de mortalité. Selon une estimation de Diodati et Richards (1996), le taux de mortalité moyen des bars rayés ferrés et relâchés atteindrait 9 % (intervalle de 2 à 21 %), suivant l'expérience du pêcheur et le type de leurre et d'appât.

Pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR)

Les pêches autochtones visent notamment le gaspareau, l'alose d'été, l'éperlan, l'anguille d'Amérique, la capucette, l'alose savoureuse et le hareng atlantique. La mortalité du bar rayé y est semblable à celle observée dans les pêches commerciales (Douglas et Chaput, 2011a). On estime qu'environ 60 % des bars rayés interceptés dans le cadre de la pêche du saumon atlantique à des fins ASR meurent (tableau 4; MPO, 2011). Toutefois, comme il n'existe aucun recensement des prises de bar rayé par la pêche autochtone à des fins alimentaires et aucune statistique de récolte connue, il est difficile d'évaluer le niveau réel des prises (Douglas et Chaput, 2011a).

Plusieurs entreprises de pêche autochtone de saumon atlantique (*Salmo salar*, filets-trappes, filets maillants) interceptent aussi le bar rayé à l'automne, au moment où les poissons retournent dans les rivières Tabusintac, Richibucto et Pictou pour hiverner, et au printemps, durant la migration vers la frayère de la rivière Miramichi Nord-Ouest. Le décompte des prises de bar rayé dans trois filets maillants déployés dans la rivière Miramichi Nord-Ouest pendant 24 heures ou moins a révélé la présence de 80, 72, et 22 bars rayés adultes, respectivement en juin 2003, le 28 mai 2008 et le 5 juin 2009 (Douglas et Chaput, 2011a). Depuis 2008, les collectivités autochtones, ayant convenu de certaines restrictions, soutiennent les efforts de rétablissement du bar rayé dans la région des Maritimes du MPO (R. Bradford, MPO, comm. pers., février 2011).

Autres sources possibles de mortalité ou de dommages pour le bar rayé

Dans l'Évaluation du potentiel de rétablissement (EPR, MPO, 2006), on signale d'autres causes possibles de mortalité et de dommages qui menacent l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent : l'effet de la pêche sur l'habitat, la mortalité directe autorisée par permis, les modifications à l'habitat découlant d'activités autorisées par permis, l'écotourisme et les loisirs, la navigation, les transports et le bruit, la pêche de ressources alimentaires, l'aquaculture et les activités militaires (MPO, 2006; Douglas *et al.*, 2006). Aucun renseignement supplémentaire n'ayant été obtenu sur ces sources possibles, l'EDA pour le bar rayé de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent ne s'y attarde pas davantage (MPO, 2011).

Même si l'EPR les qualifie de source de mortalité incertaine, les modifications à l'habitat découlant d'activités autorisées par permis, comme le rejet d'effluents, sont responsables de mortalité à tous les stades de vie du bar (MPO, 2006). Durant l'automne et l'hiver, un grand nombre de bars rayés sont attirés vers les panaches thermiques des centrales électriques de Trenton (Nouvelle-Écosse), de Dalhousie et de Belledune (Nouveau-Brunswick). Des chercheurs ont associé la mortalité de bars rayés en hiver et au printemps à la perte de refuges thermiques et à l'exposition à des températures létales à proximité de centrales électriques (Douglas *et al.*, 2006).

UD de la baie de Fundy

Pêche (pêche dirigée et prises accessoires)

La présence de poissons migrateurs venus des États-Unis rend difficile d'évaluer la situation de l'UD de la baie de Fundy (MPO, 2011). L'EPR (MPO, 2006) prend en considération les sources possibles de mortalité et de dommage global, ainsi que le classement de leur incidence relative pour l'UD de la baie de Fundy. La pêche, y compris la pêche dirigée (récréative ou autochtone) et les prises accessoires, représente une importante source de mortalité (MPO, 2006).

La population de bar rayé de la rivière Shubéanacadie est hautement vulnérable à la pêche récréative dirigée et aux prises accessoires de la pêche commerciale du gaspareau et de l'alose savoureuse (MPO, 2006; Bradford et Leblanc, 2011). On a noté une nette progression de la population de la rivière Shubéanacadie, tombée à un niveau jamais enregistré au cours des années 1970, après la fermeture de la pêche commerciale et plusieurs réductions séquentielles des prises accessoires tolérées (Bradford et Leblanc, 2011). Parallèlement, la pêche récréative a cependant gagné de nombreux adeptes (Bradford *et al.*, 2012). Selon les registres, les pêcheurs remettent à l'eau 90 % des poissons capturés, mais aucune évaluation de la mortalité des poissons relâchés n'a encore été effectuée pour cette UD (Bradford *et al.*, 2012). La pêche récréative se pratique depuis longtemps dans la rivière Saint-Jean, mais on en ignore l'incidence (Bradford *et al.*, 2012). La pêche autochtone (à des fins alimentaires, sociales et rituelles) aurait une incidence moyenne sur la population de bar rayé de la rivière Shubéanacadie (MPO, 2006).

Bien qu'on ignore en grande partie la gravité des menaces relevées et les mécanismes précis qui ont contribué à la disparition signalée des populations de la rivière Annapolis, de même que l'importance de la réduction du succès de reproduction au sein de la population de la rivière Saint-Jean, la pêche illégale (braconnage) et les prises accessoires de la pêche commerciale font partie des sources possibles de la faible mortalité répertoriée au sein des deux populations (MPO, 2006).

Modifications de grande envergure à l'habitat, qualité de l'eau, barrages et turbines

Étant donné l'étendue de l'aire de répartition des populations reproductrices le long de la côte est de l'Amérique du Nord et la présence de frayères dans des régions caractérisées par une forte activité anthropique, on peut considérer que les populations de bars rayés tolèrent relativement bien les perturbations à échelle réduite et une certaine perte de qualité de leur habitat, et ont surtout subi les effets nuisibles des changements physiques de grande envergure, comme ceux qui limitent la libre circulation des poissons (construction d'obstacles), affectent considérablement la qualité de l'eau ou détériorent ou détruisent l'habitat (Douglas *et al.*, 2003; Bradford et LeBlanc, 2011). Dans l'UD de la baie de Fundy, on a attribué l'arrêt de la reproduction des bars de la rivière Annapolis et peut-être même la baisse du succès de reproduction

des bars de la rivière Saint-Jean à des changements dans la circulation physique des masses d'eau de l'estuaire et à une qualité de l'eau défavorable à la survie des œufs et des larves (Jessop, 1995; Douglas *et al.*, 2003; COSEPAC, 2004; Bradford et LeBlanc, 2011). On a associé le déclin de la population de bar rayé de la rivière Annapolis à la construction, d'abord du pont-jetée d'Annapolis Royal dans l'estuaire de la rivière Annapolis en 1960 (Jessop et Doubleday, 1976; Williams, 1978; Jessop et Vithayasai, 1979; Jessop, 1980; Parker et Doe, 1981; Williams *et al.*, 1984) et ensuite de la centrale marémotrice d'Annapolis, à partir de 1980 (entrée en fonction en 1984). Effectivement, cette partie de l'estuaire se trouve en aval de la frayère connue de la rivière Annapolis et sa modification a des effets directs sur la qualité de cet habitat. À la marée descendante, les vannes registres se ferment et l'eau de la rivière s'écoule à travers la turbine hydraulique. Ce mécanisme modifie le niveau d'eau, l'amplitude de la marée, de même que la périodicité et la durée de l'écoulement d'eau qui entre et sort du haut estuaire (Harris, 1988). Ces variations du cycle d'écoulement suscitent de l'incertitude quant au maintien des œufs en suspension dans la colonne d'eau durant l'incubation. La relation entre la gravité et la densité spécifiques des œufs du bar rayé est propre à chaque population et à chaque cours d'eau (Bergey *et al.*, 2003). Par conséquent, la variation de l'énergie physique et de la circulation de la masse d'eau de l'estuaire risque de nuire de façon significative au succès de reproduction du bar rayé dans la rivière Annapolis. Selon l'EPR (MPO, 2006), de tels changements au niveau de la circulation seraient la seule source possible de forte mortalité pour cette population. Par ailleurs, la présence de turbines a une incidence directe sur le bar rayé. La centrale d'Annapolis possède une turbine tube de grand diamètre (7,5 m), fonctionnant sur chute basse (de 2 à 5,5 m). Dans le cadre d'études menées en 1985 et 1986, on a effectué des relevés quotidiens des poissons morts ou meurtris, la collecte de poissons juvénile passés naturellement en aval de la turbine et le passage expérimental de poissons adultes portant un marquage sonique; les grands poissons, comme le bar rayé, étaient généralement blessés ou tués par choc mécanique (Dadswell et Rulifson, 1994). Le taux de décompression moyen calculé à la centrale marémotrice d'Annapolis est de 2,4 atm/s. Or, on sait qu'un flux de pression de cette ampleur est létal pour plusieurs espèces de poissons (Tsvetkov *et al.*, 1971; Hoss et Blaxter, 1979; tous deux cités dans Dadswell et Rulifson, 1994). Enfin, l'exploitation de la centrale marémotrice peut causer le rejet de sédiments en suspension et l'affouillement physique du lit et des berges des canaux existants (en plus d'accélérer l'érosion des berges). Bien que ces menaces aient déjà été répertoriées (Tidmarsh, 1984), on présume qu'elles existent toujours.

Selon Jessop (1995), la pollution agricole et ses effets néfastes sur la qualité de l'eau de la rivière Annapolis font partie des facteurs qui nuisent à la survie du bar rayé. Cependant, peu d'études se sont penchées directement sur l'incidence de la piètre qualité de l'eau de la rivière Annapolis sur la survie des œufs. Au début des années 1980, on pouvait prélever des œufs fécondés en milieu naturel dans la rivière Annapolis, mais aucune larve ou juvénile ne résultait de la fraye (Jessop, 1991). En outre, le cycle naturel de fonte des neiges entraîne une baisse du pH dans la rivière Annapolis. Étant donné que le bar rayé est sensible à l'acidité des cours d'eau, un pH de 5,9 ou moins étant considéré létal (Buckler *et al.*, 1987, cité dans Douglas *et al.*,

2003), le rejet d'eau de fonte à faible pH venue des réservoirs hydroélectriques que sont les affluents de la rivière Annapolis, en amont de la frayère, au début de la saison de reproduction pourrait affecter le succès de reproduction dans cette rivière (Douglas *et al.*, 2003). On a cependant mesuré un pH moyen de 6,8 en juin 2010, durant les relevés de l'ichtyoplancton effectués à proximité de l'aire de reproduction historique, et un pH minimum de 6,4 en août et septembre 2010 et 2011, dans le cadre de la pêche à la senne de rivage, tout au long de la rivière, de Bridgetown au bas de la centrale (T. Avery, Université Acadia, comm. pers., avril 2012).

La construction du barrage hydroélectrique de Mactaquac sur la rivière Saint-Jean en 1967 pourrait avoir considérablement modifié les milieux de reproduction, d'incubation et de croissance des larves de la population de cette rivière (Dadswell, 1976; Dadswell *et al.*, 1984; Douglas *et al.*, 2003; Jessop, 1995). D'après les connaissances locales, la principale frayère se trouverait à la limite de marée, près du barrage de Mactaquac et de Fredericton (Nouveau-Brunswick) (Institut canadien des rivières, 2011). Toutefois, l'EPR (MPO, 2006) considère incertaines les sources possibles de mortalité attribuées à l'élimination de l'accès à l'habitat de grossissement situé en amont du barrage de Mactaquac et à la perte possible d'habitat de reproduction en aval du barrage. Le rapport de Dadswell (1976) signale que la membrane de 96 % des œufs de bar rayé prélevés dans la baie de Belleisle en 1975 était abimée, un phénomène qui pourrait s'expliquer par la présence de contaminants ou par un changement brusque des conditions osmotiques.

Le bar rayé adulte étant un prédateur aquatique de niveau trophique supérieur, il est très vulnérable aux contaminants accumulés dans les sédiments et dans la chaîne alimentaire. On sait que des contaminants tels que les biphényles polychlorés (BPC), les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les pesticides, les métaux lourds et plusieurs autres produits chimiques réduisent le taux de survie des œufs et des larves en laboratoire (Korn et Earnest, 1974; Bonn *et al.*, 1976; Benville et Korn, 1977; Durham, 1980; Cooper et Polgar, 1981; Hall, 1991). On a observé de fortes concentrations de BPC et de DDT dans la rivière Saint-Jean au cours des années 1970 (Jessop, 1995); à cette époque, la rivière Saint-Jean subissait une très forte pollution enrichissante en matières nutritives, aujourd'hui réduite (Institut canadien des rivières, 2011). Depuis, la qualité de l'eau de la rivière Saint-Jean s'est améliorée (Institut canadien des rivières, 2011). Les municipalités et les industries ont installé des systèmes de traitement des eaux usées. Aujourd'hui, l'eau de la rivière respecte généralement les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux. En amont de l'aire de répartition actuelle du bar rayé, certains tronçons de la rivière affichent cependant une qualité de l'eau compromise par les activités et le développement humains. Dans ces tronçons, caractérisés par une quantité d'eau insuffisante, le faible niveau d'oxygène dissous demeure problématique (Institut canadien des rivières, 2011).

Autres sources possibles de mortalité ou de dommages pour le bar rayé

La pêche des proies, l'aquaculture, l'effet de la pêche sur l'habitat et la recherche scientifique pourraient constituer d'autres sources possibles de mortalité du bar rayé dans l'UD de la baie de Fundy (MPO, 2006). La présence du brochet maillé (*Esox niger*), une espèce introduite dans le cours inférieur de la rivière Saint-Jean (depuis la fin du 19^e siècle) et dans le secteur de la rivière Shubénacadie et du lac Grand (Nouvelle-Écosse) depuis plusieurs décennies, constitue une source possible de mortalité, à cause de son incidence sur les relations prédateur-proie et la concurrence qu'il livre au bar rayé pour les aires d'hivernage (MPO, 2006, 2010a, MPO, 2011; Bradford *et al.*, 2012).

UD du fleuve du Saint-Laurent

Les facteurs à l'origine de la disparition de l'UD du fleuve Saint-Laurent demeurent inconnus (COSEPAC, 2004). Il est possible que les effets de la surpêche aient été exacerbés par la variabilité interannuelle du recrutement et la dégradation des milieux fréquentés par les bars rayés immatures; l'accroissement résultant de la mortalité aurait été insoutenable pour la population (Robitaille, 2001; Comité aviseur sur la réintroduction du bar rayé, 2001).

Certaines de ces menaces existent toujours dans le fleuve Saint-Laurent, quelques-unes agissant dans un contexte totalement différent et comportant un niveau de risque réduit depuis l'interdiction de la pêche (MPO, 2006, 2010a). Actuellement, la population de bar rayé est menacée par la dégradation de l'habitat (délestage des déblais de dragage), la modification des conditions d'écoulement, la destruction de l'habitat, la variabilité interannuelle du recrutement et les prises accessoires des pêches commerciales.

Prises accessoires

La pêche commerciale de l'anguille d'Amérique intercepte une quantité significative de bars rayés (COSEPAC, 2004). Depuis l'introduction de la nouvelle population, des bars rayés juvéniles restent pris dans les nasses à anguilles (Pelletier *et al.*, 2010). Dans le fleuve Saint-Laurent, la majeure partie des prises accessoires de jeunes de l'année ont lieu en septembre et octobre. Malgré la réduction considérable de l'effort de pêche de l'anguille d'Amérique dans le fleuve Saint-Laurent depuis le début des années 1960 (le nombre de pêcheurs est passé de près de 200 à moins de 50), les nasses à anguilles demeurent une source de mortalité pour le bar rayé.

Afin d'évaluer l'incidence possible des prises accessoires de bar rayé au cours de la pêche commerciale sur la survie et le rétablissement de la population, on a analysé les divers types de pêches, en milieu marin et en eau douce, compte tenu des modalités des plans de récolte (MPO, 2006, 2010a). D'après des analyses croisées, l'emploi de trappes à mailles de 3,2 à 5,7 cm entre le 1^{er} avril et la mi-décembre pour pêcher différentes espèces, y compris l'anguille d'Amérique, aurait une incidence

moyenne sur le bar rayé. L'emploi de verveux entre le 1^{er} avril et la mi-février n'aurait qu'une faible incidence sur la population (MPO, 2010a). Comme on estime que deux types d'engins de pêche, les nasses à anguilles et les verveux, risquent davantage que les autres de capturer le bar rayé en prise accessoire, des mesures d'atténuation ont été établies en vue de réduire leur incidence sur la population de bar rayé (MPO, 2010a). En 2009, des pêcheurs au verveux ont rejoint le réseau de surveillance. Leur participation aidera les chercheurs à préciser l'évaluation des probabilités de prises accessoires de bar rayé (MPO, 2010a).

Dragage (modifications à l'habitat découlant d'activités autorisées par permis)

Dans l'UD du fleuve Saint-Laurent, le dragage constitue la principale menace à l'habitat du bar rayé, en particulier aux stades juvénile et immature, puisqu'il entraîne la destruction physique de l'habitat, la modification des régimes d'écoulement et l'augmentation de la turbidité (MPO, 2006; Wilbur et Clarke, 2001; Robitaille, 2010; MPO, 2010a,c). Des travaux de dragage sont effectués chaque année pour dégager le chenal navigable des sédiments qui s'y accumulent, surtout dans un tronçon de 9,7 km² à proximité de l'île d'Orléans. Ces travaux pourraient prendre de l'ampleur advenant le développement de la voie maritime du Saint-Laurent ou encore à la suite de la diminution du niveau d'eau causée par les changements climatiques (Pelletier *et al.*, 2010; MPO, 2010c). De fait, les changements climatiques, s'ils entraînent la baisse du niveau d'eau du Saint-Laurent, pourraient indirectement faire augmenter la fréquence et l'ampleur des travaux de dragage. Depuis le milieu du 19^e siècle, des centaines de millions de mètres cubes de sédiments ont été retirés du fleuve Saint-Laurent, dans la région de Québec, afin d'aménager des chenaux de navigation et des ports. Le dragage d'entretien comporte le dépôt et le délestage des sédiments, mais provoque aussi une augmentation du courant dans le chenal dragué, suivi d'un changement de la salinité et de la disponibilité des proies (MPO, 2010c); d'ailleurs, la disparition de la population de bar rayé est survenue dans les années qui ont suivi l'aménagement de la voie maritime (1954–1959; Beaulieu, 1985). Le dragage aurait entraîné le déplacement des bars rayés immatures vers le sud de l'estuaire, où les pêches commerciales de l'anguille d'Amérique, très développées à l'époque, les captureraient facilement. Cette forte augmentation des prises accessoires aurait donné lieu à une baisse considérable du nombre de bars rayés immatures au sein de la population (MPO, 2006).

Depuis la fin des grands ouvrages de dragage de capitalisation, l'entretien de la zone fluviale, de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent requiert le dragage de 519 250 m³ par année, en moyenne (Villeneuve et Quilliam, 2000, cité dans Hatin *et al.*, 2007). De nos jours, des travaux d'entretien ont lieu annuellement pour dégager la voie maritime du Saint-Laurent des sédiments qui s'y accumulent. Des travaux de dragage périodiques ont également lieu dans une quinzaine d'autres endroits, comme autour des quais et dans les ports de plaisance et d'autres chenaux d'accès (Plan Saint-Laurent, 2012). On estime cependant que la gestion de la menace que représentent le dragage et le délestage des déblais de dragage a beaucoup progressé depuis une dizaine d'années. On rejette aujourd'hui les déblais de dragage dans des endroits désignés, choisis en fonction de leur capacité de dispersion. Le Programme de

rétablissement du bar rayé (Robitaille *et al.*, 2011) considère qu'il s'agit d'une menace modérément grave, mais recommande une attention particulière dans l'éventualité où des travaux majeurs seraient prévus au cours des quelques prochaines années.

Par rapport à d'autres activités associées à la perturbation et à la destruction de l'habitat qui ont atteint un niveau considérable durant les années 1970, mais se sont résorbées depuis, le Programme de rétablissement considère que le dragage représente une menace faible.

Autres sources possibles de mortalité ou de dommages pour le bar rayé

L'existence et le développement de la Voie maritime du Saint-Laurent depuis 1959 présentent une menace pour le bar rayé. La forte augmentation de la navigation commerciale et de plaisance sur le Saint-Laurent accroît les risques d'accidents et de déversements nuisibles pour l'environnement aquatique (Robitaille, 2010). En outre, les navires sont une source de perturbations pour les espèces aquatiques, comme le bar rayé, qui fréquentent des milieux côtiers et riverains. Cependant, la navigation, le transport et le bruit sont classés parmi les sources de mortalité à faible risque (MPO, 2006).

Durant la saison de reproduction, l'eau chaude rejetée par le canal de décharge de la centrale nucléaire Gentilly-2 pourrait nuire à la survie des bars rayés aux stades précoces de leur cycle vital, s'il s'avère que les bars rayés matures capturés dans le secteur de Gentilly frayent dans le panache thermique (Alliance Environnement, 2008; Pelletier *et al.*, 2010). Hydro-Québec a cependant annoncé son intention de fermer la centrale à la fin de 2012 (I. Gauthier, NRMF, comm. pers., 2012). La survie des bars aux stades précoces étant étroitement associée aux conditions environnementales, elle pourrait souffrir au moment où les œufs et les alevins passent des eaux chaudes du panache thermique vers les eaux froides (température normale) du fleuve. En effet, la température de l'eau du canal de décharge est de 9 à 13 °C plus élevée que la température normale du fleuve. À proximité immédiate du panache, elle est de 4 à 8 °C plus élevée, et elle demeure plus élevée de 1 à 3 °C dans une vaste zone en aval du panache (Alliance Environnement, 2005). Entre le 1^{er} avril et le 22 juin 2007, on a mesuré une différence de température moyenne de 11,4 °C entre l'eau du canal de décharge et celle du fleuve. Les modifications à l'habitat découlant d'activités autorisées par permis telles que le rejet d'effluents responsables de mortalité à tous les stades de vie sont cependant considérées par l'EPR comme une source de mortalité incertaine (MPO, 2006).

PROTECTION, STATUTS ET CLASSIFICATIONS

Protection et statuts légaux

En novembre 2004, le COSEPAC a donné aux populations (UD) du sud du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy la désignation de « menacées » et à la population (UD) du fleuve Saint-Laurent celle de « disparue du pays » (COSEPAC, 2004). En novembre 2012, après réexamen, le COSEPAC a accordé à la population (UD) du sud du golfe du Saint-Laurent la désignation de « préoccupante » et aux populations (UD) de la baie de Fundy et du fleuve du Saint-Laurent la désignation d'« en voie de disparition ». Malgré la publication de deux EPR concernant les trois unités désignables (MPO, 2006; Douglas *et al.*, 2006), seule la population du fleuve Saint-Laurent est actuellement inscrite au nombre des espèces disparues du Canada, à l'annexe 1 de la LEP (juin 2011).

Les populations de bar rayé et leur habitat font actuellement l'objet de protection aux termes de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Pêches et Océans Canada (MPO) réglemente les questions associées à la protection de l'habitat, aux termes des dispositions de la *Loi sur les pêches*, et la récolte dans les provinces atlantiques. Le gouvernement a cependant proposé des modifications à la *Loi sur les pêches* (entrée en vigueur prévue pour 2013) qui élimineraient la protection accordée aux espèces de poissons non visées par la pêche commerciale, récréative ou autochtone. Au Québec, la réglementation de la pêche relève du gouvernement provincial. L'habitat du poisson y est également protégé aux termes de la *Loi sur la qualité de l'environnement* et de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*. Les paragraphes 128.1 à 128.18 de cette dernière loi régissent les activités susceptibles de modifier un élément biologique, chimique ou physique d'un habitat du poisson.

Dans la région des Maritimes du MPO, il demeure permis de retenir des bars rayés dans les filets maillants dérivants et les fascines destinées à d'autres espèces. Mises à part ces pêches autorisées dans les eaux de la baie de Fundy, il est interdit de conserver les prises accessoires de bar rayé ailleurs dans les Maritimes. Au Québec, la pêche dirigée du bar rayé est interdite, mais l'espèce fait l'objet de prises accessoires dans les filets maillants, les nasses et les fascines employées pour la pêche commerciale de l'anguille d'Amérique dans les eaux intérieures et côtières. La pêche récréative, réglementée aux termes de la *Loi sur les pêches*, fait l'objet de plusieurs mesures de gestion, y compris des limites quotidiennes de prises, des restrictions sur les engins, des seuils de taille et des saisons de pêche limitées. Ces pêches n'existent cependant pas dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

La pêche récréative à la ligne est autorisée toute l'année dans les eaux de marée de la région des Maritimes du MPO, sauf dans la partie intérieure de l'estuaire de la rivière Annapolis, où la pêche du bar rayé est interdite du 1^{er} avril au 30 juin. Dans les eaux de la baie de Fundy, les prises sont limitées à 1 bar rayé par jour (longueur de 68 à 150 cm) (voir le *Règlement de pêche des provinces maritimes*, pris en application de

la *Loi sur les pêches*). Dans les eaux intérieures, la pêche récréative est autorisée durant certaines périodes fixes de l'été, sauf dans les cours d'eau qui se jettent dans le golfe du Saint-Laurent ou le détroit de Northumberland, où elle est interdite. Au Québec, étant donné que le bar rayé fait l'objet d'une importante campagne d'empoisonnement, tous les bars rayés capturés accidentellement par la pêche commerciale ou récréative doivent être remis à l'eau, à l'exception de ceux capturés par des pêcheurs qui participent au réseau de suivi et détiennent un permis de gestion de la faune (MPO, 2010a). En remettant à l'eau un poisson vivant, le pêcheur doit prendre soin de le blesser le moins possible (*Règlement de pêche du Québec*, DORS/90-214, pris en application de la *Loi sur les pêches*).

Bien que le bar rayé de l'UD du fleuve Saint-Laurent ait été désigné disparu du pays aux termes de la LEP (juin 2011), une nouvelle population est en cours de réintroduction. À cette fin, on a mis en place un réseau de surveillance des prises accessoires en 2004, en collaboration avec les pêcheurs commerciaux et sportifs. Les données recueillies proviennent de trois sources : 1) les prises déclarées par les pêcheurs commerciaux; 2) les données tirées des relevés de poissons par le MRNF; 3) les prises de bar rayé observées par les pêcheurs sportifs et communiquées au CDPNQ. En outre, depuis 2009, les pêcheurs commerciaux qui œuvrent dans le fleuve Saint-Laurent doivent remettre à l'eau tous les bars rayés d'une longueur totale supérieure à 20 cm capturés vivants, conserver les individus morts de 20 cm ou plus et conserver tous les individus, morts ou vivants, de moins de 20 cm (en général des jeunes de l'année).

Statuts et classifications non prévus par la loi

Le site Web « Les espèces sauvages 2005 : Situation générale des espèces au Canada » classe le bar rayé au nombre des espèces disparues du Québec et en péril au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse, à l'Île-du-Prince-Édouard et au Canada en général (Conseil canadien de conservation des espèces en péril, 2006). La dernière évaluation de la situation mondiale du bar rayé remonte à septembre 1996 (NatureServe Explorer, 2010). À ce moment, l'espèce a été désignée en sécurité à l'échelle mondiale et aux États-Unis (G5TNR). Au Canada, les UD du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy font partie des espèces non classées (NNR), tandis que l'UD du fleuve Saint-Laurent est désignée disparue au Canada (NX). L'*Endangered Species Act* de la Nouvelle-Écosse n'accorde aucun statut au bar rayé (M.F. Elderkin, NS Department of Natural Resources, comm. pers., avril 2011), pas plus que la *Loi sur les espèces menacées d'extinction* du Nouveau-Brunswick (M. Toner et S. Lusk, Ressources naturelles Nouveau-Brunswick, comm. pers., avril 2011). L'espèce n'est pas inscrite sur la liste de la *Wildlife Conservation Act* de l'Île-du-Prince-Édouard (R. Curley, PEI Department of Environment, Energy and Forestry, comm. pers., avril 2011).

REMERCIEMENTS

Les rédacteurs tiennent à remercier tous les chercheurs, les organismes et les particuliers qui ont accepté de mettre leur expertise technique et leurs bons conseils au service du présent rapport de situation. Les personnes suivantes ont gracieusement accepté de nous fournir des données : G. Verreault, M. Legault, Y. Mailhot et A-M Pelletier du MRNF, R. Bradford et D.K. Cairns du MPO, E. Tremblay et B. Howes de Parcs Canada, et M. Dadswell et T. Avery de l'Université Acadia. D. Hurlbut a grandement contribué à la collecte de renseignements sur les connaissances traditionnelles autochtones. Les rédacteurs souhaitent également remercier L. Bernatchez et C. Côté pour avoir donné de leur temps et partagé leur connaissance des questions génétiques relatives à la nouvelle population du fleuve Saint-Laurent.

Nous remercions chacune des personnes qui ont participé à la révision des versions précédentes du présent rapport de situation pour leur temps et leurs précieux commentaires.

Enfin, nous remercions G. Millette, d'AECOM, pour son excellent travail de cartographie. La rédaction du présent rapport de situation a été financée par Environnement Canada.

EXPERTS CONTACTÉS

Avery, Trevor, Ph. D, P. Stat., professeur auxiliaire et instructeur, département de biologie, Université Acadia, 33, Westwood Avenue, Wolfville (Nouvelle-Écosse), Canada, B4P 2R6.

Bentzen, Paul, professeur, département de biologie, Université Dalhousie, 1459 Oxford Street, C.P. 15000, Halifax (Nouvelle-Écosse), Canada, B3H 4R2.

Blaney, Sean, botaniste / directeur adjoint, Centre de données sur la conservation du Canada Atlantique, C.P. 6416, Sackville (Nouveau-Brunswick), E4L 1G6.

Bradford, Rod, PhD, biologiste, Évaluations des poissons diadromes, espèces menacées, BIO, Pêches et Océans Canada, Division de l'écologie des populations, 1 Challenger Drive, Dartmouth (Nouvelle-Écosse), B2Y 4A2.

Bujold, Valérie, biologiste, M. Sc., ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 11, rue de la Cathédrale, 2^e étage, Gaspé (Québec) G4X 2V9.

Cairns, David, PhD, Pêches et Océans Canada, C.P. 1236, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), C1A 7M8, Canada.

Chaput, Gérald, coordonnateur, services consultatifs, Centre des pêches du Golfe, Région du Golfe, Pêches et Océans Canada, C.P. 5030, Moncton (Nouveau-Brunswick), E1C 9B6.

Curley, Rosemary, gestionnaire de programme, Protected Areas and Biodiversity Conservation Forests, Fish and Wildlife Division, PEI Dept. of Environment, Energy and Forestry, 183 Upton Road, C.P. 2000, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), C1A 7N8.

Dadswell, Mike, professeur, Université Acadia.

Dalcourt, Marie-France, chef de l'évaluation des populations, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, 1141 route de l'Église, 8^e étage, Québec (Québec), G1V 3W5.

Douglas, Scott, biologiste, Sciences aquatiques, Pêches et Océans Canada, Division des poissons diadromes, Centre des pêches du Golfe, 343 University Avenue, C.P. 5030, Moncton (Nouveau-Brunswick), E1C 9B6.

Elderkin, Mark F., MSc, biologiste provincial de la Nouvelle-Écosse (espèces en péril) Division de la faune, ministère des Ressources naturelles; 136 Exhibition Street, Kentville (Nouvelle-Écosse), B4N 4E5.

Gauthier, Isabelle, biologiste en conservation, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Sainte-Foy (Québec).

Howes, Briar, PhD, biologiste des habitats importants, Soutien scientifique, Espèces en péril, Parcs Canada, 25 rue Eddy, Gatineau (Québec), K1A 0M5.

Hurlburt, D., Dr., C.P. 114, 9, Circle Drive, Annapolis Royal (Nouvelle-Écosse), B0S 1A0.

Legault, Michel, MSc, biologiste, Service de la faune aquatique, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 880 chemin Sainte-Foy, 2^e étage, Québec (Québec), G1S 4X4.

Lusk, Stewart, biologiste, Programme des espèces en péril, Direction de la pêche récréative et de la chasse, ministère des Ressources naturelles (Nouveau-Brunswick).

Mailhot, Yves, biologiste, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Mauricie et du Centre-du-Québec, 100, rue Laviolette, bureau 207, 2^e étage, Trois-Rivières (Québec) G9A 5S9.

McCabe, Philip, écologiste de parc, Parcs Canada, unité de gestion de l'Île-du-Prince-Édouard, 2 Palmer's Lane, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard).

Nantel, Patrick, Parcs Canada, Direction générale des parcs nationaux, 25 rue Eddy, Gatineau (Québec), K1A 0M5.

Paquet, Annie, technicienne de la faune, Service de la biodiversité et des maladies de la faune, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 880 chemin Sainte-Foy, 2^e étage, Québec (Québec), G1S 4X4.

- Pelletier, Anne-Marie, biologiste, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 186 rue Fraser, Rivière-du-Loup (Québec), G5R 1C8.
- Pitre, Jason, coordonnateur intérimaire des CTA, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, 351 boulevard Saint-Joseph, 4^e étage, Gatineau (Québec), K1A 0H3.
- Robitaille, Jean, Bureau d'écologie appliquée, Coopérative des conseillers en écologie appliquée de Québec, 3036 rue Saint-Laurent, Lévis (Québec), G6V 3W5.
- Toner, Maureen, biologiste, Ressources naturelles, Espèces en péril et Zones naturelles protégées (Section), gouvernement du Nouveau-Brunswick, Centre forestier Hugh John Flemming, 1350 rue Regent, Fredericton (Nouveau-Brunswick), E3C 2G6.
- Tremblay, Éric, scientifique des écosystèmes, parc national Kouchibouguac, Parcs Canada, 186 Route 117, Kouchibouguac (Nouveau-Brunswick), E4X 2P1.
- Verreault, Guy, biologiste, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 186 rue Fraser, Rivière-du-Loup (Québec), G5R 1C8.
- Whelan, Christie, biologiste, Science des populations de poissons, Pêches et Océans Canada.

SOURCES D'INFORMATION

- Alliance Environnement inc. 2005. Effets de l'exploitation de la centrale de Gentilly-2 sur le milieu aquatique: état des connaissances, Étude sectorielle, rapport présenté à Hydro-Québec Production, 129 p. + annexes.
- Alliance Environnement inc. 2008. Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2, Suivi télémétrique du bar rayé en période de fraie dans le fleuve Saint-Laurent, secteur de Gentilly, rapport présenté à Hydro-Québec, 36 p. + annexes.
- Auld, A.H., et J.R. Schubel. 1978. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: a laboratory assessment, *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 6:153-164.
- Austin, H.M. 1980. Biology of adult striped bass, *Morone saxatilis*, p. 125-132, in Klepper, H. (éd.), Marine Recreational Fisheries 5/IGFA, NCMC, SFI 1980. Proc. 5 th Annual Mar. Recreational Fisheries Symposium Boston (Massachusetts).
- Bain, M.B., et J.L. Bain. 1982. Habitat suitability index models: coastal stocks of striped bass, U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington (D.C.), FWS/OBS-82/10.1, 29 p.

- Beaudry, S. 2010. Suivi du bar rayé (*Morone saxatilis*) à l'embouchure de la rivière du Sud dans la baie de Montmagny, Comité des Bassins Versants de la Côte-du-Sud. 22 p.
- Beaulieu, G. 1962. Résultats d'étiquetage du bar d'Amérique dans le fleuve Saint-Laurent de 1945 à 1960, *Natur. Can.* 89(8-9):217-236.
- Beaulieu, H. 1985. Rapport sur la situation du bar rayé (*Morone saxatilis*), Faune et flore à protéger au Québec, Association des biologistes du Québec, Québec, publication n° 7, 53 p.
- Belzile, K., G. Verreault, G. Bourget et M. Legault. 2012. Suivi de la réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans le Saint-Laurent – Bilan 2011.
- Bentzen, P., I.G. Paterson et R.G. Bradford. 2009. Greater genetic differentiation and complex migratory behavior of striped bass in the Canadian Portion of the species range, p. 923, American Fisheries Society Symposium 69.
- Benville, P.E. J^r, et S. Korn. 1977. The acute toxicity of six monocyclic aromatic crude oil components to striped bass (*Morone saxatilis*) and bay shrimp (*Crangon franciscorum*), *Calif. Fish Game* 63:204-209.
- Bergey, L.L., R.A. Rulifson, M.L. Gallagher et A.S. Overton. 2003. Variability of Atlantic Coast Striped Bass Egg Characteristics, *North Amer. J. Fish. Manag.* 23(2):558-572.
- Berlinsky, D.L., M.C. Fabrizio, J.F. O'Brien et J.L. Specker. 1995. Age-at-maturity estimates for Atlantic coast female striped bass, *Trans. Am. Fish. Soc.* 124:207-215.
- Bernatchez, L., et M. Giroux. 2000. Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada, Broquet, 350 p.
- Bernier, R. 1996. Relation entre la taille automnale et la survie hivernale de bar rayé (*Morone saxatilis*) de la rivière Miramichi, Thèse d'initiation à la recherche, Université de Moncton, Moncton (Nouveau-Brunswick), 24 p.
- Bologna. P.A.X. 2007. Impacts of differential predation potential on Eel Grass (*Zostera marina*) faunal community structure, *Aquatic Ecology* 41(2):221-229.
- Bonn, E.W., W.M. Bailey, J.D. Bayless, K.E. Erickson et R.E. Stevens (éd.). 1976. Guidelines for striped bass culture, American Fisheries Society, Striped Bass Committee of the Southern Division, 103 p.
- Boynton, W.R., T.T. Polgar et H.H. Zion. 1981. Importance of juvenile Striped bass food habits in the Potomac estuary, *Trans. Am. Fish. Soc.* 110(1):56-63.
- Bradford, R.G., E. Tremblay et G. Chaput. 1997a. Winter distribution of striped bass (*Morone saxatilis*) and associated environmental conditions in Kouchibouguac National Park during 1996-1997, Parcs Canada – Rapport de surveillance et de données relatives aux écosystèmes 003:iv + 59 p.
- Bradford, R.G., et G. Chaput. 1996. Status of striped bass (*Morone saxatilis*) in the southern Gulf of St. Lawrence in 1995, MPO, document de recherche sur les pêches dans l'Atlantique 96/62:36 p.

- Bradford, R.G., et G. Chaput. 1998. Status of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Gulf of St. Lawrence in 1997, MPO, document de recherche du SCES 98/35:25 p.
- Bradford, R.G., et P. Leblanc. 2011. Update Status Report on Bay of Fundy Striped bass (*Morone saxatilis*), Secrétariat canadien de consultation scientifique, document de travail 2011/XXX, 53 p.
- Bradford, R.G., G. Chaput et E. Tremblay. 1995. Status of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Gulf of St. Lawrence, MPO, document de recherche sur les pêches dans l'Atlantique 95/119:43 p.
- Bradford, R.G., G. Chaput, S. Douglas et J. Hayward. 2001. Status of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Gulf of St. Lawrence in 1998, MPO, document de recherche du SCES 2001/006:iii + 30 p.
- Bradford, R.G., G. Chaput, T. Hurlbut et R. Morin. 1997 b. By-catch of striped bass, white hake, winter flounder, and Atlantic tomcod in the autumn "open water" smelt fishery of the Miramichi River estuary, *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2195:vi + 37 p.
- Bradford, R.G., P. LeBlanc et P. Bentzen. 2012. Update Status Report on Bay of Fundy Striped Bass (*Morone saxatilis*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. Rep. 2012/021:vi + 46p.
- Brousseau, J. 1955. Régime alimentaire du Bar (*Roccus saxatilis*) du fleuve Saint-Laurent (Kamouraska, Rivière-Ouelle, Montmagny), Résumé pour l'école supérieure des pêcheries, La Pocatière (Québec), 42 p.
- Bujold, J.N., et M. Legault. 2012. Comportement spatio-temporel de la population réintroduite de bars rayés (*Morone saxatilis*) dans le fleuve St-Laurent (Rapport d'étape), ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 55 p., rapport préliminaire.
- Bulak, J.S., J.S. Crane, D.H. Secor et J.M. Dean. 1997. Recruitment dynamics of striped bass in the Santee-Cooper system, South Carolina, *Trans. Am. Fish. Soc.* 126(1):133-143.
- Cairns, D.K., J.-D. Dutil, S. Proulx, J.D. Mailhiot, M.-C. Bédard, A. Kervella, L.G. Godfrey, E.M. O'Brien, S.C. Daley, E. Fournier, J.P.N. Tomie et S.C. Courtenay. 2012. An atlas and classification of aquatic habitat on the east coast of Canada, with an evaluation of usage by the American eel, *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* n° 2986:v + 103 p.
- Canadian Rivers Institute. 2011. The Saint John River: A State of the Environment Report, Canadian Rivers Institute, University of New Brunswick, 175 p. (http://www.unb.ca/research/institutes/cri/_resources/pdfs/criday2011/cr_sjr_so_e_fin_al.pdf)

- Chadwick, H.K., D.E. Stevens et L.W. Miller. 1977. Some factors regulating the striped bass population in the Sacramento-San Joaquin Estuary, California, p. 18-35, *in* Van Winkle, W. (éd.), 1977, Proceedings of the conference on assessing the effects of power-plant-induced mortality on fish populations, Gatlinburg (Tennessee), Pergamon Press, New York.
- Chaput, G., et R.G. Randall. 1990. Striped bass (*Morone saxatilis*) from the Gulf of St. Lawrence, MPO, CSCPCA, document de de recherche 90/71:29 p.
- Chaput, G., and S. Douglas. 2011. Hierarchical Bayesian Model to Estimate the Spawning Stock of Striped Bass in the Northwest Miramichi River, 1994 to 2010. SCCS, document de recherche, 62 p.
- Chittenden, M.E. 1971. Status of the striped bass, *Morone saxatilis*, in the Delaware River, *Chesapeake Sci.* 12(3):131-136.
- Comeau, S. 2008. Activity Report. Natua'quanek First Nation Striped Bass and American Eel Assessment Project, 6 p.
- Comité aviseur sur la réintroduction du bar rayé. 2001. Plan d'action pour la réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans l'estuaire du Saint-Laurent, Société de la Faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, 41 p.
- Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril. 2006. Les espèces sauvages 2005 : la situation générale des espèces au Canada, disponible à l'adresse : <http://www.wildspecies.ca/wildspecies2005/index.cfm?lang=f> (consulté le 12 avril 2011).
- Cook, A.M. 2003. Growth and survival of age 0+ Shubenacadie River striped bass (*Morone saxatilis*) in relation to temperature and salinity, thèse de maîtrise ès sciences, Nova Scotia Agricultural College, Truro.
- Cook., A.M., J. Duston et R.G. Bradford. 2006. Thermal tolerance of a northern population of striped bass *Morone saxatilis*, *Journal of Fish Biology* 69:1482-1490.
- Cook., A.M., J. Duston et R.G. Bradford. 2010. Temperature and Salinity Effects on Survival and Growth of Early Life Stage Shubenacadie River Striped Bass, *Trans. Am. Fish. Soc.* 139(3):749-757.
- Cooper, J.C., et T.T. Polgar. 1981. Recognition of year-class dominance in striped bass management, *Trans. Am. Fish. Soc.* 110(1):180-187.
- COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii + 51 p. www.sararegistry.gc.ca/Status/Status_e.cfm.
- COSEPAC. 2010a. Lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées, Annexe E7, Manuel des opérations et des procédures du COSEPAC, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa.

- COSEPAC. 2010 b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) (population du Nunavik, population du Labrador, population du nord-est de Terre-Neuve, population du sud de Terre-Neuve, population du sud-ouest de Terre-Neuve, population du nord-ouest de Terre-Neuve, population de l'est de la Côte-Nord du Québec, population de l'ouest de la Côte-Nord du Québec, population de l'île d'Anticosti, population de l'intérieur du Saint-Laurent, population du lac Ontario, population de la Gaspésie-sud du golfe du Saint-Laurent, population de l'est du Cap-Breton, population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse, population de l'intérieur de la baie de Fundy, population de l'extérieur de la baie de Fundy) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xlix + 162 p. www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm.
- Côté, C.L. 2012. Caractérisation de l'habitat utilisé par les larves et les juvéniles issus de la nouvelle population de bars rayés de l'estuaire du Saint-Laurent sur la rive sud entre Montmagny et Rivière-Ouelle durant la saison de croissance 2011, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, 60 p.
- Coutant, C.C. 1985. Striped bass, temperature, and eutrophication: a speculative hypothesis for environmental risk, *Trans. Am. Fish. Soc.* 114(1):31-61.
- Cox, P. 1893. Observations on the distribution and habits of some New Brunswick fishes, *Bull. Nat. Hist. Soc. of New Brunswick* 11:33-42.
- Cuerrier, J.P. 1962. Inventaire biologique des poissons et des pêcheries de la région du lac Saint-Pierre, *Naturaliste can.* 89:193-214.
- Dadswell, M.J. 1976. Notes on the biology and research potential of striped bass in the Saint John estuary, In Baseline survey and living resource potential study of the Saint John River Estuary, Vol. III, Fish and Fisheries, Huntsman Marine Lab., St. Andrews (Nouveau-Brunswick), 105 p.
- Dadswell, M.J. 1983. Commercial fisheries of the Saint John Harbour, Nouveau-Brunswick (Canada), 1875-1983: Estuarine fishes, *Environ. Protec. Serv. Tech. Rep.* 14 p.
- Dadswell, M.J., et R.A. Rulifson. 1994. Macrotidal estuaries: a region of collision between migratory marine animals and tidal power development, *Biological Journal of the Linnean Society* 51:93-113
- Dadswell, M.J., R. Bradford, A.H. Leim, D.J. Scarratt, G.D. Melvin et R.G. Appy. 1984. A review of research on fishes and fisheries in the Bay of Fundy between 1976 and 1983 with particular reference to its upper reaches, In: Gordon, D.C., et M.J. Dadswell. 1984. Update on the marine environmental consequences of tidal power development in the upper reaches of the Bay of Fundy, *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1256: vii + 686 p.
- Dahlberg, M.D. 1979. A review of survival rates of fish eggs and larvae in relation to impact assessment, *Mar. Fish. Rev.* 41(3):1-12.
- Dew, C.B. 1988. Stomach contents of commercially caught Hudson River striped bass, *Morone saxatilis*, 1973-75, *Fish. Bull.* 86(2):397-401.

- Dey, W.P. 1981. Mortality and growth of young-of-the-year striped bass in the Hudson River Estuary, *Trans. Am. Fish. Soc.* 110:151-157.
- Diaz, M., G.M. Leclerc et B. Ely. 1997. Nuclear DNA markers reveal low levels of genetic divergence among Atlantic and Gulf of Mexico populations of striped bass, *Trans. Am. Fish. Soc.* 126:163-165.
- Diodati, P.J., et R.A. Richards. 1996. Mortality of striped bass hooked and released in salt water, *Trans. Amer. Fish. Soc.* 125:300-307.
- Douglas, S.G., et G. Chaput. 2011a. Information on the striped bass (*Morone saxatilis*) population of the southern Gulf of St. Lawrence relevant to the development of a 2nd COSEWIC status report for the species. DFO Can. Sci. Advis. Sec., document de recherche 2011/098:iv+ 16 p.
- Douglas, S.G., et G. Chaput. 2011 b. Assessment and status of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Southern Gulf of St. Lawrence 2006-2010. DFO Can. Sci. Advis. Sec., document de recherche 2011/097:iv+ 22 p.
- Douglas, S.G., G. Chaput et D. Caissie. 2006. Assessment of Status and Recovery Potential for Striped bass (*Morone saxatilis*) in the Southern Gulf of St. Lawrence, document de recherche du SCES 2006/041. viii + 95 p.
- Douglas, S.G., G. Chaput et R.G. Bradford. 2001. Status of striped bass (*Morone saxatilis*) in the southern Gulf of St. Lawrence in 1999 and 2000, MPO, document de recherche du SCES 2001/058: 34 p.
- Douglas, S.G., G. Chaput, J. Hayward et J. Sheasgreen. 2009. Prespawning, spawning, and postspawning behaviour of striped bass in the Miramichi River, *Trans. Am. Fish. Soc.* 138(1):121-134.
- Douglas, S.G., R.G. Bradford et G. Chaput. 2003. Assessment of Striped Bass (*Morone saxatilis*) in the Maritime Provinces in the Context of Species at Risk, document de recherche du SCES 2003/008: iii + 49 p.
- Dudley, R.G., et K.N. Black. 1978. Distribution of striped bass eggs and larvae in the Savannah River estuary, *Proc. Ann. Conf. S.E. Assoc. Fish & Wildl. Agencies*, 32, 561-570.
- Durham, M. 1980. Toxic chemicals may provide due to mysterious disappearance of striped bass, *Fish and Wildl. Serv. News release*, in Northeast 36th (#8.2).
- Duston, J. 2010. Bay of Fundy Striped Bass Recreational Angler Survey, 2009, Dept. Plant and Animal Sciences, Nova Scotia Agricultural College (NSAC), 26 p.
- Faber, D.J. 1976. Hyponeustonic fish larvae in the Northumberland Strait during summer 1962, *J. Fish Res. Board Can.* 33:1167-1174
- Field, J.D. 1997. Atlantic striped bass management: Where did we go right? *Fisheries* 22(7):6-8.
- Freeman, L. 2012. Annapolis River 2011 annual water quality monitoring report, Clean Annapolis River Project (CARP), disponible à l'adresse : <http://www.annapolisriver.ca/>.

- Gagné, N., A.-M. MacKinnon, L. Boston, B. Souter, M. Cook-Versloot, S. Griffiths et G. Olivier. 2007. Isolation of viral haemorrhagic septicaemia virus from mummichog, stickleback, striped bass and brown trout in eastern Canada, *Journal of Fish Diseases* 30:213-223.
- Gagnon, M., Y. Ménard et J.-F. La Rue. 1993. Caractérisation et évaluation des habitats du poisson dans la zone de transition saline du Saint-Laurent, Rap. Tech. Can. des sci. Halieut. aquat. 1920 :104 p.
- Gagnon, P., et G. Verreault. 2012. Validation de l'indice d'abondance des bars rayés juvéniles à la station de la Pointe de la Rivière Ouelle à l'automne 2011, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, 54 p.
- Gardinier, M.N., et T.B. Hoff. 1982. Diet of striped bass in the Hudson River Estuary, *N.Y. Fish Game J.* 29(2):152-165.
- Goodyear, C.P. 1985. Relationship between reported commercial landings and abundance of young striped bass in Chesapeake Bay (Maryland), *Trans. Am. Fish. Soc.* 114(1):92-96.
- Gouvernement du Canada. 2010. Décret accusant réception des évaluations faites conformément au paragraphe 23(1) de la *Loi sur les espèces en péril*, *Gazette du Canada*, Partie II 144(21):1972-1974, enregistrement TR/2010-76.
- Hall, L.W., J^r. 1991. A synthesis of water quality and contaminants data on early life stages of striped bass, *Morone saxatilis*, *Rev. Aquat. Sci.* 4(2-3):261-288.
- Hansen, A.R. (éd.) 2004. Status and Conservation of Eelgrass (*Zostera marina*) in Eastern Canada, Service canadien de la faune, Région de l'Atlantique, série de rapports techniques n° 412, 40 p.
- Harris, P.J., et R.A. Rulifson. 1988. Studies of the Annapolis River striped bass sport fishery, 1987. I. Creel survey, Report to Tidal Power Corporation, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Harris, P.J. 1988. Characterization of the Striped Bass sport fishery in the Annapolis River, Nova Scotia. Department of Biology, novembre 1988, thèse présentée à la Faculty of the Department of Biology. de l'East Carolina University, thèse de maîtrise ès sciences en biologie, 112 p.
- Hart, J.L. 1973. Pacific fishes of Canada, *Fish. Res. Board Canada Bulletin* 180:740 p.
- Hatin, D., S. Lachance et D. Fournier. 2007. Effect of Dredged Sediment Deposition on Use by Atlantic Sturgeon and Lake Sturgeon at an Open-Water Disposal Site in the St. Lawrence Estuarine Transition Zone, *American Fisheries Society Symposium* 56:235-255
- Hogans, W.E. 1984. Helminths of striped bass (*Morone saxatilis*) from the Kouchibouguac River, New Brunswick, *Journal of Wildlife Disease* 20:61-63.
- Hogans, W.E., et G. Melvin. 1984. Kouchibouguac National Park Striped Bass (*Morone saxatilis* Walbaum) Fishery Survey, Aquatic Industries, Limited, P.O. Box 294, St. Andrews (Nouveau-Brunswick), 91 p.

- Hooper, W.C. 1991. Striped bass management in New Brunswick, p. 29-40 in R.H. Peterson [éd.] Proceedings of a workshop on biology and culture of striped bass (*Morone saxatilis*) *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1832:vi + 66 p.
- Hope, K.M., R.N. Casey, G.H. Groocock, R.G. Getchell, P.R. Bowser et J.W. Casey. 2010. Comparison of Quantitative RT-PCR with Cell Culture to Detect Viral Hemorrhagic Septicemia Virus (VHSV) IVb Infections in the Great Lakes, *Journal of Aquatic Animal Health* 22:50–61.
- Humphries, E.T., et K.B. Cumming. 1973. An evaluation of striped bass fingerling culture, *Trans. Am. Fish. Soc.* 102(1):13-20.
- Hurst, T.P., et D.O. Conover. 1998. Winter mortality of young-of-the-year Hudson River striped bass (*Morone saxatilis*): size-dependent patterns and effects on recruitment, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:1122-1130.
- Jessop, B.M. 1980. Creel survey and biological study of the striped bass fishery of the Annapolis River, 1978, *Can. Ms Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1566, 29 p.
- Jessop, B.M. 1990. The status of striped bass in Scotia-Fundy region, Comité scientifique consultatif des pêches canadiennes dans l'Atlantique, document de recherche 90/36.
- Jessop, B.M. 1991. The history of striped bass fishery in the Bay of Fundy, p. 13-21 in Proceedings of a workshop on biology and culture of striped bass (*Morone saxatilis*) *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1832: vi + 66 p.
- Jessop, B.M. 1995. Update on striped bass status in Scotia-Fundy region and proposals for stock management, MPO, document de recherche sur les pêches dans l'Atlantique 95/8:8 p.
- Jessop, B.M., et C. Vithayasai. 1979. Creel surveys and biological studies of the striped bass fisheries of the Shubenacadie, Gaspereau and Annapolis Rivers, 1976, Ms Rep. Res. Br. Dept Fish. Oceans 1532, 32 p.
- Jessop, B.M., et W.G. Doubleday. 1976. Creel survey and biological study of the striped bass fishery of the Annapolis River, 1976, Fish. Mar. Serv. Dept Environ. Tech. Rep. Ser. MAR/T-76-8, 47 p.
- Joseph, V., A. Locke et J.G. Godin. 2006. Spatial distribution of fishes and decapods in eelgrass (*Zostera marina*) and sandy habitats of a New Brunswick estuary, eastern Canada, *Aquatic Ecology* 40:111-123
- Karas, N. 1974. The complete book of the striped bass, Winchester Press, New York, 367 p.
- Kernehhan, R.J., M.R. Headrick et R.E. Smith. 1981. Early life history of striped bass in the Chesapeake and Delaware Canal and vicinity, *Trans. Am. Fish. Soc.* 110(1):137-150.
- Klassen. G. 2010. Index of Biotic Integrity for eelgrass fish communities in Kouchibouguac National Park, rédigé pour le Parc national Kouchibouguac, 64 p.

- Koo, T.S.Y. 1970. The striped bass fishery in the Atlantic states, *Ches. Sci.* 11(2):73-93.
- Korn, S., et R. Earnest. 1974. Acute toxicity of twenty insecticides to striped bass, *Morone saxatilis*, *Calif. Fish and Game* 60(3):128-131.
- Leblanc, C.H., et G. Chaput. 1991. Débarquements de poissons estuariens dans le golfe du Saint-Laurent 1917-1988, *Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat.* 842:101 p.
- Lee, D.S., C.R. Gilbert, C.H. Hocutt, R.E. Jenkins, D.E. McAllister et J.R. Stauffer Jr. 1980. Atlas of North American freshwater fishes, North Carolina State Museum of Natural History (p. 576), 854 p.
- Legault, M. 2012. Reproduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans le bassin de la rivière du Sud (Montmagny), ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec, 137 p., rapport préliminaire.
- Magnin, E., et G. Beaulieu. 1967. Le bar, *Roccus saxatilis* (Walbaum), du fleuve Saint-Laurent, *Natur. Can.* 94:539-555.
- Manooch, C.S. 1973. Food habits of yearling and adult striped bass, *Morone saxatilis* (Walbaum), from Albemarle Sound, North Carolina. *Chesapeake Sci.* 14:73-86.
- Mansueti, R.J. 1958. Eggs, larvae and young of the striped bass, *Roccus saxatilis*, Md. Dep. Res. Educ., Chesapeake Biol. Lab., Contrib. 112:35 p.
- Martin, F.D., D.A. Wright, J.C. Means et E.M. Setzler-Hamilton. 1985. Importance of food supply to nutritional state of larval striped bass in the Potomac river estuary, *Trans. Am. Fish. Soc.* 114(1):137-145.
- May, R.C. 1974. Larval mortality in marine fishes and the important period concept, p. 3-19, in Blaxter, J.H.S. (éd.), 1974, The early life history of fish. Springer-Verlag, New York.
- McLean, M.F., et M.J. Dadswell. 2012. Long-Term Effects of the Annapolis Royal Tidal Turbine on Two Fish Populations, OEER Energy Symposium, Halifax, mai 2012.
- Melvin, G.D. 1978. Racial investigations of striped bass (*Morone saxatilis* (Walbaum, 1772)) (Pisces: Percichthyidae) for three Canadian Atlantic Rivers: Saint John, Shubenacadie, Tabusintac, thèse de maîtrise ès sciences, Université Acadia, Wolfville (Nouvelle-Écosse), 143 p.
- Melvin, G.D. 1991. A review of striped bass, *Morone saxatilis*, population biology in eastern Canada, p. 1-11 in R.H. Peterson [éd.] Proceedings of a workshop on biology and culture of striped bass (*Morone saxatilis*) *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1832: vi + 66 p.
- Merriman, D. 1941. Studies on the striped bass (*Roccus saxatilis*) of the Atlantic Coast, U.S. Fish Wildl. Serv., *Fish Bull.* 50:1-77.
- Millard, M.J., J.W. Mohler, A. Kahnle et A. Cosman. 2005. Mortality associated with catch and release angling of striped bass in the Hudson River, *North Amer. J. Fish. Manag.* 25:1533-1541.

- Miller, P.E. 1977. Experimental study and modeling of striped bass egg and larval mortality, thèse de doctorat, Johns Hopkins University, Baltimore (Maryland).
- Morgan, R.P., et V.J. Rasin. 1973. Effects of salinity and temperature on the development of eggs and larvae of striped bass and white perch, App. X to Hydrographic and ecological effects of enlargement of the Chesapeake and Delaware canal, Contract DACW-61-71-C-0062, U.S. Army Corps of Engineers, Philadelphia district, Natural Resources Institute Ref. 73-109.
- Morgan, R.P., V.J. Rasin et R.L. Copp. 1981. Temperature and salinity effects on development of striped bass eggs and larvae, *Trans. Am. Fish. Soc.* 110(1):95-99.
- MPO. 2006. Évaluation du potentiel de rétablissement des populations de bar rayé (*Morone saxatilis*) de l'estuaire du Saint-Laurent, du sud du golfe du Saint-Laurent et de la baie de Fundy, Secr. can. consult sci. du MPO, Avis scientifique 2006/053.
- MPO. 2010a. Impact possible des captures accidentelles par les pêches commerciales et sportives sur la survie et le rétablissement de la population de bar rayé (*morone saxatilis*) de l'estuaire du Saint-Laurent, Secr. can. de consult. sci. du MPO, Réponse des Sciences 2009/018.
- MPO. 2010 b. Compte rendu de la réunion du Processus consultatif scientifique de la région du Québec portant sur l'évaluation de la qualité de l'habitat et de son utilisation par le bar rayé (*Morone saxatilis*) de la population de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec; 13 avril 2010, Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2010/035.
- MPO. 2010c. Évaluation de la qualité de l'habitat et de son utilisation par la population de bar rayé (*Morone saxatilis*) de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec, Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis scientifique 2010/069.
- MPO. 2011. Évaluation des dommages admissibles pour le bar rayé (*Morone saxatilis*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis scientifique 2011/014.
- NatureServe. 2010. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web], version 7.1. NatureServe, Arlington (Virginia), disponible à l'adresse : <http://www.natureserve.org/explorer/> (consulté le 12 avril 2011).
- North, E.W., et E.D. Houde. 2003. Linking ETM physics, zooplankton prey, and fish early-life histories to white perch (*Morone americana*) and striped bass (*M. saxatilis*) recruitment success, *Marine Ecology Progress Series* 260:219-236.
- Olsen, E.J., et R.A. Rulifson. 1992. Maturation and fecundity of Roanoke River - Albemarle Sound striped bass, *Trans. Am. Fish. Soc.* 121(4):524-537.
- Paramore, L.M. 1998. Age, growth, and life history characteristics of striped bass, *Morone saxatilis*, from the Shubenacadie-Stewiacke River, Nova Scotia, thèse de maîtrise ès sciences, East Carolina University, Greeneville (Caroline du Nord), 91 p.
- Parker, W.R., et K.G. Doe. 1981. Studies on the reproduction of Striped bass (*Morone saxatilis* (Walbaum)) from the Annapolis River, Nova Scotia, Surveillance Rep. Environ. Protec. Serv. Lab. Ser. Div. EPS 5-AR-81-6, 89 p.

- Pearson, J.C. 1938. The life history of the striped bass, or rockfish, *Roccus saxatilis* (Walbaum), U.S. Fish Wildl. Serv., *Fish Bull.* 49:825-860.
- Pelletier, A.-M. 2009. Premier portrait biologique de la nouvelle population de Striped bass (*Morone saxatilis*) du fleuve Saint-Laurent résultant desensemencements effectués entre 2002 et 2008, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats, 55 p.
- Pelletier, A.-M., G. Bourget, G. Verreault, R. Tardif, M. Legault et D. Deschamps. 2009. Suivi de la réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans l'estuaire du Saint-Laurent – Bilan 2009.
- Pelletier, A.-M., G. Bourget, M. Legault et G. Verreault. 2011. Réintroduction du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans le fleuve Saint-Laurent : bilan du rétablissement de l'espèce, *Naturaliste Canadien* 135(1):79-85.
- Pelletier, A.-M., G. Verreault, G. Bourget et J. Dussureault. 2010. Utilisation de l'habitat par les différents stades de développement de la population réintroduite de Striped bass (*Morone saxatilis*) de l'estuaire du Saint-Laurent, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, Direction générale du Bas-Saint-Laurent, 50 p.
- Perley, L.W. 2008. Annual Report- Striped bass Program, 6 p.
- Plan Saint-Laurent. 2012. Registre de planification des activités de dragage. <http://planstlaurent.qc.ca/registreactivitesdragage/DredgingActivityList.aspx>
- Polgar, T.T. 1982. Factors affecting recruitment of Potomac River striped bass and resulting implications for management, p. 427-442, *in* Estuarine comparisons: proceedings of the Sixth Biennial International Estuarine Research Conference, Gleneden Beach (Oregon), 1981, New York, Academic Press, New York, 709 p.
- Powles, H. (président). 2003. Compte rendu de la réunion de revue nationale des sciences au sujet des espèces en péril, du 9 au 13 décembre 2002, Halifax (Nouvelle-Écosse), Pêches et Océans Canada, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Série de compte rendus 2002/035, 70 p.
- Rago, P.J., R.M. Dorazio, R.A. Richards et D.G. Deuel. 1989. Emergency striped bass research study report, U.S. Fish and Wildlife Service and National Marine Fisheries Service, 54 p.
- Raney, E.C. 1952. The life history of the striped bass, *Roccus saxatilis* (Walbaum), *Bull. Bingham Oceanogra. Collect. Yale Univ.* 14:5-177.
- Rawstron, R.R., T.C. Farley, H.K. Chadwick, G.E. Delisle, D.B. Odenweller, D.E. Stevens, D. Kohlhorst, L. Miller, A. Pickard et H. Reading. 1989. Striped bass restoration and management plan for the Sacramento-San Joaquin estuary, Phase I, California Department of Fish and Game, 39 p.
- Ricker, W. 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons, Bulletin de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 191, 409 p.

- Robichaud-LeBlanc, K.A., S.C. Courtenay et A. Locke. 1996. Spawning and early life history of a northern population of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Miramichi River estuary, Gulf of St. Lawrence, *Can. J. Zool.* 74:1645-1655.
- Robichaud-LeBlanc, K.A., S.C. Courtenay et J.M. Hanson. 1997. Ontogenetic diet shifts in age-0 striped bass, *Morone saxatilis*, from the Miramichi River estuary, Gulf of St. Lawrence, *Canadian Journal of Zoology* 75(8):1300-1309.
- Robichaud-LeBlanc, K.A., S.C. Courtenay et T.J. Benfey. 1998. Distribution and Growth of Young-of-the-Year Striped Bass in the Miramichi River Estuary, Gulf of St. Lawrence, *Trans. Am. Fish. Soc.* 127:56–69.
- Robinson, M., S. Courtenay, T. Benfey, L. Maceda et I. Wirgin. 2004. Origin and Movements of Young-of-the-Year Striped Bass in the Southern Gulf of St. Lawrence, New Brunswick. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133(2):412–426.
- Robinson, M.R. 2000. Early life history movements, and genetic differentiation of young-of-the-year striped bass (*Morone saxatilis*) in the southern Gulf of St. Lawrence, New Brunswick. thèse de maîtrise ès sciences, University of New Brunswick, Fredericton (Nouveau Brunswick), 172 p.
- Robitaille, J. 2005. Caractérisation de l'habitat des juvéniles de la population disparue de bar rayé (*Morone saxatilis*) du Saint-Laurent à partir de spécimens en collection, Programme d'intendance de l'habitat des espèces en péril (Canada), Fondation de la faune du Québec, Fondation Héritage Faune, Société de la faune et des Parcs du Québec, Bureau d'écologie appliquée, Fédération québécoise de la faune, 65 p.
- Robitaille, J. 2010. Évaluation de la qualité de l'habitat et de son utilisation par la population disparue de bar rayé (*Morone saxatilis*) de l'estuaire du Saint-Laurent, Québec, Secr. can. de consult. sci. du MPO, document de recherche 2010/052, vi + 22 p.
- Robitaille, J. A., et I. Girard. 2002. Observations sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) du Saint-Laurent recueillies auprès de pêcheurs témoins de sa disparition, Québec, Fondation Héritage Faune, Bureau d'écologie appliquée, Société de la faune et des parcs du Québec : 43 p.
- Robitaille, J., M. Bérubé, A. Gosselin, M. Baril, J. Beauchamp, J. Boucher, S. Dionne, M. Legault, Y. Mailhot, B. Ouellet, P. Sirois, S. Tremblay, G. Trencia, G. Verreault et D. Villeneuve. 2011. Programme de rétablissement du bar rayé (*Morone saxatilis*), population de l'estuaire du Saint-Laurent, Canada, Série des programmes de rétablissement publiés en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Ottawa : Pêches et Océans Canada, xi + 52 p.
- Robitaille, J.A. 1999. Rétablissement du bar rayé dans le Saint-Laurent : évaluation préliminaire des possibilités et des contraintes, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 68 p.
- Robitaille, J.A. 2001. Biologie et exploitation de la population disparue de bar rayé du Saint-Laurent, Québec, Bureau d'écologie appliquée, Fondation de la Faune du Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, 80 p.

- Robitaille, J.A., Y. Vigneault, G. Shooner, C. Pomerleau et Y. Mailhot. 1988. Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent de 1945 à 1984 et effets sur les pêches commerciales. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 1608:45 p.
- Rogers, B.A., D.T. Westin et S.B. Saila. 1977. Life stage duration studies on Hudson river striped bass, Univ. Rhode Island, Appl. Mar. Res. Group, NOAA Sea Grant Mar. Tech. Rep. 31:111 p.
- Rogers, B.A., et D.T. Westin. 1981. Laboratory studies on effects of temperature and delayed initial feeding on development of striped bass larvae, *Trans. Amer. Fish. Soc.* 110:100-110
- Rulifson, R.A., et K.A. Tull. 1999. Striped bass spawning in a tidal bore river: the Shubenacadie estuary, Atlantic Canada, *Trans. Am. Fish. Soc.* 128(4):613-624.
- Rulifson, R.A., et M.J. Dadswell. 1995. Life history and population characteristics of striped bass in Atlantic Canada, *Trans. Am. Fish. Soc.* 124(4):477-507.
- Rulifson, R.A., et S.A. McKenna. 1987. Food of striped bass in the upper Bay of Fundy, Canada, *Trans. Am. Fish. Soc.* 116(1):119-122.
- Rulifson, R.A., S.A. McKenna et M. Gallagher. 1987. Tagging studies of striped bass and river herring in upper Bay of Fundy, Nova Scotia, North Carolina Department of Natural Resources and Community Development, Division of Marine Fisheries, Morehead City (Caroline du Nord) ICMR Tech. Rep. 87-02:175 p.
- Rulifson, R.A., S.A. McKenna et M.J. Dadswell. 2008. Intertidal Habitat Use, Population Characteristics, Movement, and Exploitation of Striped Bass in the Inner Bay of Fundy, Canada, *Trans. Am. Fish. Soc.* 137(1):23-32.
- Rutherford, E.S., E.D. Houde et R.M. Nyman. 1997. Relationship of larval-stage growth and mortality to recruitment of striped bass, *Morone saxatilis*, in Chesapeake Bay, *Estuaries* 20:174-198.
- Rutherford, E.S., et E.D. Houde. 1995. The influence of temperature on cohort-specific growth, survival, and recruitment of striped bass, *Morone saxatilis*, larvae in Chesapeake Bay, *Fish. Bull. U.S.* 93:315-332.
- Scott, W.B., et E.J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada, Bulletin de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 184, 1026 p.
- Scott, W.B., et M.G. Scott. 1988. Atlantic Fishes of Canada, *Bull. can. sci. halieut. aquat.* 219:731 p.
- Scruggs, G.D. 1957. Reproduction of resident striped bass in Santee-Cooper reservoir, South Carolina, *Trans. Am. Fish. Soc.* 85:144-159.
- Secor, D.H. 2000. Longevity and resilience of Chesapeake Bay striped bass, *ICES Journal of Marine Science* 57(4):808-815.

- Secor, D.H., et E.D. Houde. 1995. Larval mark-release experiments: Potential for research on dynamics and recruitment in fish stocks, p. 423-445, *in* Secor, D.H., S.E. Campana et J.M. Dean (éd.), *Recent Developments in Fish Otolith Research*, Belle W. Baruch Library in Marine Sciences Number 19, University of South Carolina Press, Columbia (Caroline du Sud), 735 p.
- Setzler, E.M., W.R. Boynton, K.V. Wood, H.H. Zion, L. Lubbers, N.K. Mountford, P. Frere, L. Tucker et J.A. Mihursky. 1980. Synopsis of biological data on striped bass, *Morone saxatilis* (Walbaum), NOAA Tech. Rep., NMFS Circ. 433, 69 p.
- Setzler-Hamilton, E.M., W.R. Boynton, J.A. Mihursky, T.T. Polgar et K.V. Wood. 1981. Spatial and temporal distribution of striped bass, eggs, larvae and juveniles in the Potomac estuary, *Trans. Am. Fish. Soc.* 110:121-136.
- Shannon, E.H., et W.B. Smith. 1967. Preliminary observations on the effect of temperature on striped bass eggs and sack fry, Proc. 21 st Annu. Conf. Southeast. Assoc. Game Fish. Comm., p. 257-260.
- Stokesbury, K.D.E. 1987. Downstream migration of juvenile alosids and an estimate of mortality caused by passage through the Straflo low-head hydroelectric turbine at Annapolis Royal, Nova Scotia, thèse de maîtrise ès sciences, Université Acadia, Wolfville (Nouvelle-Écosse).
- Talbot, G.B. 1966. Estuarine environmental requirements and limiting factors for striped bass, p. 37-49, in A symposium on estuarine fisheries, *Am. Fish. Soc. Spec. Publi.* 3, 154 p.
- Thistle, M.E. 2011. Presence and distribution of young-of-the-year striped bass (*Morone saxatilis*) throughout rivers and estuaries of the southern Gulf of St. Lawrence, summer 2011, ministère des Pêches et Océans, 40 p.
- Tidmarsh, W.G. 1984. Assessing the Environmental Impact of the Annapolis Tidal Power Project, *Water Sci. and Technol.* 16:307-317.
- Tremblay, V. 2004. Stratégie de reproduction de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) chez cinq sous-populations dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent, mémoire de maîtrise ès sciences, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 50 p.
- Tremblay, V. 2009. Reproductive strategy of female American Eel (*Anguilla rostrata*) among five subpopulations in the St. Lawrence River watershed, p. 85-102, *in* J.M. Casselman et D.K. Cairns (éd.). *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*, American Fisheries Society, Symposium 58, Bethesda (Maryland).
- Trent, L., et W.W. Hasler. 1966. Feeding behavior of adult striped bass, *Roccus saxatilis*, in relation to stages of sexual maturity, *Chesapeake Sci.* 7(4):189-192.
- Trépanier, S., et J.A. Robitaille. 1995. Rapport sur la situation de certaines populations indigènes de bar rayé (*Morone saxatilis*) au Québec et au Canada, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la Faune et des Habitats, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la Faune et des Habitats, 61 p.

- Ulanowicz, R.E., et T.T. Polgar. 1980. Influence of anadromous spawning behavior and optimal environmental conditions upon striped bass (*Morone saxatilis*) year-class success, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(2):143-154.
- Van den Avyle, M.J., et M.A. Maynard. 1994. Effects of saltwater intrusion and flow diversion on the reproductive success of striped bass in the Savannah River estuary, *Trans. Am. Fish. Soc.* 123:886-903.
- Van Winkle, W., B.L. Kirk et B.W. Rust. 1979. Periodicities in Atlantic Coast striped bass (*Morone saxatilis*) commercial fisheries data, *J. Fish. Res. Bd. Can.* 36:54-62.
- Vladykov, V.D. 1945. Rapport du biologiste du Département des pêcheries, p. 51-52, *in* Rapp. Gén. Min. Chasse et Pêcheries, Prov. Québec pour 1944.
- Vladykov, V.D. 1947. Rapport du biologiste du Département des pêcheries, p. 44-61, *in* Rapp. Gén. Min. Chasse et Pêcheries, Prov. Québec pour 1946-47 contr. 22.
- Vladykov, V.D. 1953. Rapport du laboratoire de limnologie, Contr. Dép. Pêcheries, Québec, 41:60-68.
- Vladykov, V.D., et J. Brousseau. 1957. Croissance du bar d'Amérique, *Roccus saxatilis*, dans le Québec, Dépt des pêcheries, Québec, texte dactylographié, 8 p.
- Waldman, J.R., D.J. Dunning, Q.E. Ross et M.T. Mattson. 1990. Range dynamics of Hudson River Striped Bass along the Atlantic coast, *Trans. Am. Fish. Soc.* 119:910-919.
- Waldman, J.R., J. Grossfield et I. Wirgin. 1988. Review of stock discrimination techniques for striped bass, *North American Journal of Fisheries Management* 8:410-425.
- Walter, J.F. III, A.S. Overton, K.H. Ferry et M.E. Mather. 2003. Atlantic coast feeding habits of striped bass: a synthesis supporting a coast-wide understanding of trophic biology, *Fisheries Management and Ecology* 10:349-360.
- Weldon, J., S. Courtenay et D. Garbary. 2007. The Community Aquatic Monitoring Program (CAMP) for measuring Marine Environmental Health in Coastal Waters of the southern Gulf of St. Lawrence: 2005 Overview, *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2708:viii + 47 p.
- Weldon, J., S. Courtenay et D. Garbary. 2008. The Community Aquatic Monitoring Program (CAMP) for measuring Marine Environmental Health in Coastal Waters of the southern Gulf of St. Lawrence: 2007 Overview, *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2825:viii + 75 p.
- Wilber, D.H., et D.G. Clarke. 2001. Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries, *North American Journal of Fisheries Management* 21:855-875.
- Wilde, G.R., M. Muoneke, P. Bettoli, K. Nelson et B. Hysmith. 2000. Bait and temperature effects on striped bass hooking mortality in freshwater, *North Amer. J. of Fish. Manag.* 20:810-815.

- Williams, R.R.G. 1978. Spawning of the striped bass, *Morone saxatilis* (Walbaum), in the Annapolis river, Nova Scotia, thèse de maîtrise ès sciences, Université Acadia, Wolfville (Nouvelle-Écosse), 164 p.
- Williams, R.R.G., G.R. Daborn et B. Jessop. 1984. Spawning of the striped bass (*Morone saxatilis*) in the Annapolis River, Nova Scotia, *Proc. N.S. Inst. Sci.* 34:15-23.
- Williamson, F.A. 1974. Population studies of striped bass (*Morone saxatilis*) in the Saint John and Annapolis rivers, thèse de maîtrise ès sciences, Université Acadia, Wolfville (Nouvelle-Écosse), 60 p.
- Wirgin, I.I., B. Jessop, S. Courtenay, M. Pedersen, S. Maceda et J.R. Waldman. 1995. Mixed-stock analysis of striped bass in two rivers of the Bay of Fundy as revealed by mitochondrial DNA, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:961-970.
- Wirgin, I.I., T.L. Ong, L. Maceda, J.R. Waldman, D. Moore et S. Courtenay. 1993. Mitochondrial DNA Variation in Striped Bass (*Morone saxatilis*) from Canadian Rivers, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50:80-87.
- ZIP (Zone d'intervention prioritaire Baie des Chaleurs). 2010. Projet d'acquisition de connaissances sur l'habitat du bar rayé (*Morone saxatilis*) dans le secteur de la baie des Chaleurs dans le but de supporter la conservation et la protection de l'espèce, rapport d'activité, permis n° SG-NBT-10-069:13 p.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Valérie Tremblay, biologiste de la faune aquatique chez AECOM (2, rue Fusey, Trois-Rivières (Québec) G8T 2T1), possède 12 années d'expérience dans ce domaine. Son travail chez AECOM porte principalement sur la caractérisation et l'évaluation environnementale associées aux milieux aquatiques et à l'habitat du poisson. Elle a pris part à l'évaluation de la présence possible d'espèces en péril dans le cadre de plusieurs contrats. Avec l'aide du Groupe canadien de travail scientifique sur l'anguille (GCTSA), elle a rédigé le premier rapport de situation sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada, pour le compte du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), puis la mise à jour du même rapport, en 2010. Mme Tremblay possède toute l'expertise nécessaire pour documenter et analyser les données pertinentes sur les espèces en péril, comme le bar rayé. Elle collabore en outre à l'Ocean Tracking Network, un groupe qui effectue des recherches sur l'anguille d'Amérique et le bar rayé dans le Saint-Laurent (Université Laval, Pêches et Océans Canada, MRNF et AECOM).

Jean-François Bourque détient un baccalauréat en biologie et une maîtrise en écologie aquatique. Doté d'une expérience diversifiée, il est devenu spécialiste des études d'écologie aquatique en eau douce. M. Bourque s'est joint à AECOM en mai 2006, après de nombreuses années de collaboration avec M. Julian Dodson, de l'Université Laval, pendant lesquelles il a mené plusieurs études sur les communautés halieutiques du fleuve Saint-Laurent et de son moyen estuaire. Biologiste en chef du Centre interuniversitaire de recherche sur le saumon atlantique (CIRSA) pendant quatre ans, il a étudié activement divers aspects de la biologie des salmonidés. Depuis son arrivée chez AECOM, où il œuvre actuellement à titre de gestionnaire de projet, il a participé à plusieurs projets relatifs aux poissons, notamment une étude sur le comportement du bar rayé dans un panache thermique de la centrale nucléaire de Gentilly. Il a en outre contribué à plusieurs rapports scientifiques et articles populaires sur les poissons. M. Bourque est aussi membre de l'Ocean Tracking Network, un groupe qui effectue des recherches sur l'anguille d'Amérique et le bar rayé dans le Saint-Laurent.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Sans objet.