



ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT DE LA RAIE TACHETÉE (*LEUCORAJA OCELLATA*) : POPULATION DU GOLFE DU SAINT-LAURENT



Photo fournie par Eric Parent

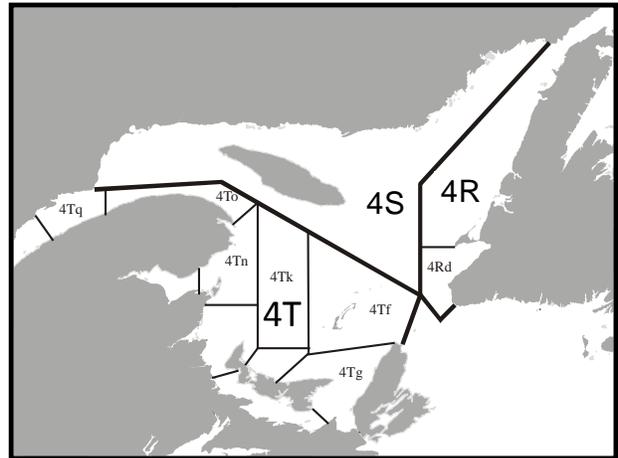


Figure 1. La division 4T de l'OPANO qui correspond aux frontières géographiques de l'aire de répartition révisée pour la population de la raie tachetée du golfe du Saint-Laurent.

Contexte

Dans sa deuxième évaluation de la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*, Mitchill 1815) dans les eaux canadiennes, réalisée en avril 2015, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a réévalué le statut de l'espèce en fonction de trois populations ou unités désignables (UD) : la population du golfe du Saint-Laurent (GSL; en voie de disparition), la population de l'est du plateau néo-écossais et de Terre-Neuve (en voie de disparition) et la population de l'ouest du plateau néo-écossais (non en péril).

Lorsqu'une espèce est désignée comme étant menacée ou en voie de disparition par le COSEPAC, Pêches et Océans Canada (MPO) met en œuvre différentes mesures requises en appui de l'application de la Loi sur les espèces en péril (LEP). Bon nombre de ces mesures nécessitent la collecte d'information scientifique sur la situation actuelle de l'espèce sauvage, sur les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement et sur la faisabilité de son rétablissement. Le présent avis scientifique est habituellement élaboré dans le cadre d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR). À l'appui des recommandations d'inscription de la raie tachetée par le ministre, on a demandé au Secteur des sciences du MPO d'effectuer une évaluation du potentiel de rétablissement, conformément aux lignes directrices nationales sur les évaluations du potentiel de rétablissement. L'avis donné dans l'évaluation du potentiel de rétablissement peut être utilisé pour étayer les aspects scientifiques et socioéconomiques de la décision d'inscription, afin d'aider à l'élaboration d'un programme de rétablissement et d'un plan d'action, et pour appuyer la prise de décisions concernant la délivrance de permis, la conclusion d'ententes ou la définition d'exemptions et de conditions connexes, conformément aux articles 73, 74, 75, 77, 78 et au paragraphe 83(4) de la LEP. L'avis que contient l'évaluation du potentiel de rétablissement peut également servir à se préparer en vue des exigences en matière de rapports énoncées à l'article 55 de la LEP. Cet avis permettra de mettre à jour ou de consolider les avis déjà formulés concernant la raie tachetée dans l'UD du golfe du Saint-Laurent.

Le présent avis scientifique découle de la réunion d'examen par les pairs qui s'est déroulée du 19 au 21 janvier 2016 et qui portait sur l'évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée dans l'est du Canada. Parmi les participants à l'examen figuraient des employés du MPO (régions du Golfe, des Maritimes, de Terre-Neuve-et-Labrador et du Québec), de la Direction générale des sciences et des écosystèmes, de Gestion des pêches et de l'aquaculture, de la Direction des espèces en péril, de la Direction des politiques et des services économiques ainsi que des experts invités du National Marine Fisheries Service des États-Unis (NOAA) et de l'Université de la Nouvelle-Angleterre (États-Unis).

SOMMAIRE

Caractéristiques biologiques, abondance, aire de répartition et paramètres du cycle biologique

- La raie tachetée est une espèce endémique des eaux du plateau continental de l'Atlantique Nord-Ouest. Dans le golfe du Saint-Laurent, l'UD est caractérisée par la maturation à un âge beaucoup précoce, et les individus de cette espèce sont de plus faible taille qu'à d'autres endroits.
- Le type de raie tachetée affichant une maturation précoce, qui est caractéristique de l'UD du golfe du Saint-Laurent, ne semble pas être présent dans le nord du golfe du Saint-Laurent. L'évaluation du potentiel de rétablissement considère que l'UD du golfe du Saint-Laurent est limitée à la division 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Au sein de la division 4T, la raie tachetée semble être en grande partie confinée au sud du golfe du Saint-Laurent, bien qu'elle ait été signalée à quelques reprises dans l'estuaire du Saint-Laurent.
- Selon les prises effectuées lors du relevé annuel de septembre par navire de recherche (NR), l'abondance de raies tachetées adultes (≥ 42 cm de longueur totale) a connu un déclin de 99 % depuis 1982.
- Selon ce relevé, l'indice de la biomasse obtenu pour la raie tachetée, toutes tailles confondues, a connu un déclin de l'ordre de 99 %, selon les estimations, entre 1980 et 2014 (35 années, trois générations). L'indice de la biomasse dérivé du relevé du détroit de Northumberland (DN), disponible depuis 2000, a diminué de 78 % sur 15 ans.
- L'abondance des adultes estimée d'après un modèle de la population était élevée dans les années 1970, affichant une moyenne de 7,7 millions de poissons, mais a décliné à son niveau le plus bas jamais enregistré en 2014, à 0,2 million de poissons, soit 3 % du niveau moyen dans les années 1970.
- Il y a eu une contraction importante dans la répartition par taille des raies tachetées adultes : la proportion moyenne d'adultes mesurant plus de 50 cm de longueur, qui était de 72 % dans les années 1970, a chuté à 45 % de 1995 à 2010.
- Les estimations de la mortalité naturelle (M) d'après un modèle structuré par âge montrent qu'il y a eu une augmentation importante de la mortalité naturelle des adultes, qui est passée d'une valeur médiane de 10 % annuellement entre 1971 et 1977 à une valeur médiane de 63 % annuellement entre 1992 et 1998, et qui est demeurée élevée à un taux de 57 % depuis 1999.
- Les taux de recrutement de la raie tachetée ont fluctué, n'affichant pas de tendance particulière et se situant à une moyenne de 10,4 recrues par femelle reproductrice. La mortalité naturelle des juvéniles a également fluctué, sans afficher de tendance, autour d'une valeur moyenne de 57,6 % chaque année.

Exigences relatives à l'habitat et à la résidence

- Durant l'été, les raies tachetées adultes étaient largement réparties dans les eaux côtières peu profondes (< 50 m) du sud du golfe du Saint-Laurent durant les années 1970 et 1980, mais leur aire de répartition géographique s'est contractée à partir de la fin des années 1980. En ce qui concerne les adultes, l'habitat occupé en été a décliné d'environ 94 %. Durant l'hiver, les raies tachetées adultes sont largement réparties sur le Plateau madelinien et la pente du chenal Laurentien (environ 40 à 200 m); cependant, nous ne disposons pas d'information sur des changements possibles de l'aire de répartition hivernale au fil du temps.
- La répartition de la raie tachetée durant l'été est maintenant limitée à la partie ouest du centre du détroit de Northumberland, la seule zone importante où la raie tachetée est maintenant détectable dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Menaces et facteurs limitants liés à la survie et au rétablissement de la raie tachetée

- Aucune pêche dirigée de la raie n'est pratiquée dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Cependant, les raies, y compris la raie tachetée, sont capturées de façon accidentelle dans le cadre de pêches commerciales visant d'autres espèces. À l'heure actuelle, toutes les prises accessoires de raies doivent être remises à l'eau.
- La mortalité par pêche estimée des juvéniles s'établit à moins de 0,1 % annuellement depuis 1971, affichant une moyenne annuelle de 0,006 % sur les cinq dernières années. Pour ce qui est des adultes, la mortalité par pêche estimée a décliné, passant de seulement 1,8 % en moyenne par année entre 1971 et 1993 à 0,1 % en moyenne depuis 2011.
- Le taux de mortalité naturelle élevée des adultes est la principale cause du déclin continu de l'abondance de cette espèce dans cette UD. Le poids de la preuve appuie l'hypothèse selon laquelle la prédation par le phoque gris serait le facteur qui contribue le plus à cette mortalité naturelle élevée des adultes.
- La répartition estivale de la raie tachetée est maintenant concentrée dans une petite zone côtière du détroit de Northumberland, où le risque de prédation semble être relativement faible. Cette zone pourrait donc, à l'heure actuelle, constituer un refuge pour la raie tachetée.

Objectifs de rétablissement

- Les objectifs de rétablissement possibles concernant la survie, la structure par taille, la répartition et l'abondance de la raie tachetée sont proposés. L'objectif en matière de survie est défini comme étant le taux de croissance intrinsèque de la population (r) ou un équivalent en termes de mortalité naturelle (M). En terme de M , la population devrait s'accroître, et le risque de disparition deviendrait négligeable si la mortalité naturelle actuelle des adultes ($M = 0,85$, 57 % chaque année) était réduite de 80 % (c.-à-d., à $M = 0,17$, 16 % chaque année).
- Les objectifs en matière de structure par taille, de répartition et d'abondance ne peuvent pas être atteints tant que la mortalité naturelle des raies tachetées adultes n'est pas réduite de façon importante.

Prévisions

- Si l'on présume que les conditions actuelles de la productivité perdurent, et même sans aucune perte liée à la pêche, la population de raies tachetées devrait continuer à décliner rapidement, et il est presque certain qu'elle disparaîtra d'ici le milieu du siècle.

Scénarios des mesures d'atténuation et des solutions de rechange

- L'absence de rétablissement et le déclin continu de la raie tachetée du sud du golfe du Saint-Laurent sont dus à une mortalité naturelle (M) excessivement élevée chez les raies adultes. Si ce taux élevé de M se maintient, toutes les mesures supplémentaires visant à réduire davantage une mortalité par pêche d'ores et déjà faible seront inefficaces en ce qui concerne la promotion du rétablissement et la réduction du risque élevé de disparition. Seules les mesures permettant de réduire le taux de mortalité naturelle élevé chez les adultes sont susceptibles d'être efficaces dans la diminution du risque de disparition. La diminution de la prédation des raies tachetées par le phoque gris devrait permettre de réduire la mortalité naturelle chez les adultes.
- Voici quelques-unes des mesures d'atténuation possibles pour réduire les dommages causés à la raie tachetée du fait de la pêche : interdiction prolongée de rétention d'un individu d'une espèce de raie, priorité donnée au tri et au rejet rapides des prises pour améliorer les taux de survie postérieurs aux prises et diminution de l'effort de pêche dans les zones où le risque d'intercepter des raies tachetées est le plus élevé, et aux moments où ce risque est présent.

Évaluation des dommages admissibles

- La perte de raies tachetées juvéniles et adultes en raison de la pêche a été estimée à une moyenne de 0,006 % à 0,1 %, respectivement, au cours des cinq dernières années. Si l'on se fonde sur les prévisions, des pertes liées à la pêche à ces niveaux devraient avoir des conséquences négligeables sur la trajectoire de la population, la probabilité de rétablissement et le risque de disparition.

INTRODUCTION

La raie tachetée (*Leucoraja ocellata*, Mitchill 1815) est une espèce endémique des eaux du plateau continental de l'Atlantique Nord-Ouest, exploitée à des fins commerciales.

Le COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada) a évalué la situation de la raie tachetée au Canada pour la première fois en mai 2005. Quatre unités désignables (UD) ont été relevées, incluant l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent. Cette UD a été évaluée comme étant en voie de disparition. L'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent a permis de conclure que la population devrait décliner de façon constante, même en l'absence de tout prélèvement durant la pêche (y compris les prises accessoires), et qu'on ne pourrait s'attendre à aucun rétablissement de la population sans une diminution de la mortalité naturelle chez les adultes (MPO 2005).

Dans sa réévaluation de 2015, le COSEPAC a conclu que la raie tachetée dans les eaux canadiennes était constituée de trois unités désignables : la population du golfe du Saint-Laurent, la population de l'est du plateau néo-écossais et de Terre-Neuve et la population de l'ouest du plateau néo-écossais. La population de raies tachetées du golfe du Saint-Laurent a été réévaluée comme étant en voie de disparition. Les raisons de cette désignation comprenaient le déclin estimé de 99 % de l'abondance des individus matures depuis 1980, l'abondance se situant maintenant à un niveau historiquement bas, accompagné d'une

réduction importante de l'aire de répartition, qui affiche également maintenant un creux historique. Le COSEPAC (2015) a conclu que si les tendances actuelles se maintenaient, cette population serait en danger de disparition imminente. Il a également constaté que l'espèce présentait un faible taux de croissance de la population, et que la principale menace semblait être un taux beaucoup trop élevé de mortalité non liée à la pêche, possiblement en raison de la prédation par les phoques gris.

Biologie

La raie tachetée du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T de l'OPANO) diffère des autres stocks de raie tachetée que l'on peut observer ailleurs, atteignant la maturité à un âge beaucoup plus précoce et affichant une taille plus petite, et ressemblant étroitement à la raie hérisson (*L. erinacea*) en ce qui concerne les caractéristiques de son cycle biologique.

Pour produire des données sur le vieillissement, on a prélevé de minces sections de vertèbres sur 582 échantillons de raies tachetées du sud du golfe du Saint-Laurent (figure 2). La longueur asymptotique a été estimée à 77 cm, une valeur qui est supérieure à la longueur du plus gros poisson dont on a établi l'âge (67 cm) et proche de la plus grande raie tachetée capturée au cours des relevés (une raie de 80 cm capturée en 1985). L'âge estimé à 50 % de maturité est environ cinq ans. Ces chiffres sont bien inférieurs aux données obtenues ailleurs pour cette espèce (75 cm, 11 à 13 ans). Si l'on présume que le taux de mortalité naturelle chez les adultes se situe dans une fourchette normale, aux alentours de 0,15, la durée de génération que présente la raie tachetée dans le sud du golfe du Saint-Laurent est normalement d'environ douze ans.

La raie tachetée est ovipare, déposant un seul œuf dans une poche ou capsule dotée de « cornes ». La fécondité annuelle moyenne serait, selon les observations, de 50 œufs pour les raies tachetées qui se trouvent à l'extérieur du golfe, et de 30 œufs pour les raies hérisson. La poche contenant l'œuf est tapissée d'un mucus adhérent qui aide à maintenir le contact avec le fond en se fixant au substrat. La structure et la fonction de la capsule d'œuf sont assez semblables à celles des coquilles d'œufs d'oiseaux ou de reptiles. On pense que la prédation par les gastéropodes (qui sont capables de percer ces capsules d'œufs coriaces) serait la principale source de mortalité durant le stade où les œufs sont encapsulés. La durée de la gestation dans les poches de la raie tachetée du sud du golfe du Saint-Laurent devrait être semblable à celle de la raie hérisson, soit de six à neuf mois. La longueur totale à l'éclosion va de 10 à 15 cm (Scott et Scott 1988). Parmi les prédateurs signalés après l'éclosion figurent les requins, d'autres espèces de raies et les phoques gris.

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la raie tachetée occupe des zones côtières peu profondes en été et se déplace vers le large en hiver. D'après la répartition historique de la raie tachetée, les environnements physiques convenables pour cette espèce s'étendent tout le long de la zone côtière peu profonde du sud du golfe du Saint-Laurent en été, et sur le Plateau madelinien en hiver.

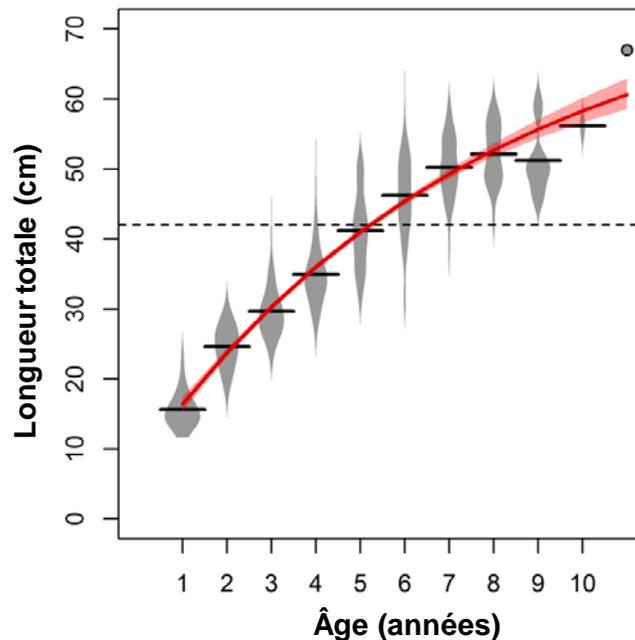


Figure 2. Longueur totale (cm) selon l'âge de la raie tachetée dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les zones ombragées montrent la répartition des longueurs selon l'âge, et les lignes noires représentent les longueurs moyennes selon l'âge. La ligne rouge illustre la longueur prévue selon l'âge d'après un modèle de von Bertalanffy (plages de confiance de 95 % représentées par la zone ombragée en rouge). La ligne pointillée montre la longueur (42 cm) au début du stade adulte. Le point qui se trouve dans le coin supérieur droit représente une observation unique pour un âge estimé à 11 ans.

Unité désignable

Le COSEPAC (2015) a révisé la structure des populations de raie tachetée par rapport à l'évaluation réalisée en 2005. Une nouvelle unité désignable a été créée pour le golfe du Saint-Laurent, laquelle est composée de l'ancienne population du sud du golfe du Saint-Laurent et de la partie nord du golfe de l'ancienne population du nord du golfe et de Terre-Neuve.

Le nord du golfe du Saint-Laurent semble être à l'extérieur de l'aire de répartition habituelle de la population de raies tachetées du sud du golfe du Saint-Laurent. On n'a observé des raies tachetées que dans 38 des 7 148 (0,5 %) traits de chalut et durant 12 des 31 années au cours desquelles on a fait des relevés par navire de recherche dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Les nouveaux renseignements présentés lors de l'évaluation du potentiel de rétablissement indiquaient que la majorité des enregistrements de raies tachetées effectués durant ce relevé concernaient très vraisemblablement des raies épineuses, des raies rondes et des raies à queue de velours mal identifiées. À ce jour, le seul spécimen confirmé de raie tachetée capturé durant ce relevé remonte à 2008 au large de l'ouest de Terre-Neuve, dans la division 4R de l'OPANO. Ce grand spécimen présentait des caractéristiques biologiques indicatives des raies tachetées à maturation tardive que l'on trouve typiquement dans l'Atlantique, et non des raies à maturation précoce qui fréquentent le sud du golfe du Saint-Laurent (Gauthier et Nozères 2016). La seule autre occurrence confirmée de raie tachetée dans le nord du golfe du Saint-Laurent est représentée par la capture d'environ dix individus dans la baie Bonne, un fjord qui se trouve dans l'ouest de Terre-Neuve (Gauthier et Nozères 2016). La maturité des poissons a été évaluée pour un seul spécimen, un mâle immature de 54 cm, ce qui indique que

ces raies tachetées n'appartenaient pas non plus au type de raies à maturation précoce que l'on trouve dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Le rapport du COSEPAC (2015) évoque le sud du golfe du Saint-Laurent en parlant de la division 4T de l'OPANO, qui comprend à la fois le sud du golfe du Saint-Laurent et l'estuaire du Saint-Laurent (figure 1). Les observations de raies tachetées dans l'estuaire sont limitées à trois individus qui ont été capturés avant 1953 et à un seul individu prélevé en 1988 (Gauthier et Nozères 2016). Ce dernier individu était un mâle adulte de 50 cm, ce qui indique qu'il appartenait au type de raies tachetées à maturation précoce caractéristique de la population du sud du golfe du Saint-Laurent.

L'évaluation du potentiel de rétablissement considère que l'UD du golfe du Saint-Laurent est limitée à la zone englobée par la division 4T de l'OPANO, incluant l'estuaire. Cependant, la rareté des observations de raies tachetées dans la partie de l'estuaire de la division 4T de l'OPANO semble indiquer que cette zone pourrait se trouver à l'extérieur de l'aire de répartition habituelle de la raie tachetée. Pratiquement toutes les raies tachetées prélevées dans la division 4T de l'OPANO ont été obtenues dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

ÉVALUATION

Abondance, répartition et paramètres du cycle biologique

Abondance de l'espèce

Les indices de l'abondance et de la biomasse sont disponibles grâce à la réalisation d'un relevé par navire de recherche (NR) effectué chaque mois de septembre depuis 1971 dans le sud du golfe du Saint-Laurent (figure 3A), et à un relevé au chalut de fond qui est mené dans le détroit de Northumberland à la fin de juillet et au début du mois d'août depuis 2000 (figure 3B).

Le relevé par navire de recherche repose sur un modèle d'échantillonnage aléatoire stratifié, la stratification étant fondée sur la profondeur et la zone géographique. La couverture des relevés a été élargie en 1984, avec l'ajout de trois strates côtières (de 401 à 403). À cette exception près, le moment et la zone du relevé sont demeurés constants depuis 1971. On n'a décelé aucune différence dans l'efficacité de la pêche à la raie tachetée selon les navires ou les engins si l'on se fonde sur des expériences de pêche comparatives menées au moment du changement (Benoît et Swain 2003; Benoît 2006). On estime qu'il est plus facile de capturer les raies tachetées de nuit que de jour; en conséquence, les prises de nuit ont été rajustées pour que l'on puisse établir une certaine équivalence avec les prises de jour (Benoît et Swain 2003). Jusqu'en 1985, un chalut à panneaux Yankee 36 était utilisé lors des relevés; un chalut Western IIA est utilisé depuis.

Les relevés dans le détroit de Northumberland ont été effectués avec un chalut à panneaux n° 286 équipé d'un bourrelet de type Rockhopper, sauf en 2010 et en 2011; ces deux années sont omises dans les analyses. La pêche a été pratiquée durant les heures du jour. La zone des relevés était divisée en neuf blocs ou strates (de 1 à 3 et de 5 à 10; figure 3B), bien qu'on n'ait pas échantillonné toutes les strates chaque année. On a calculé les indices de l'abondance et de la biomasse d'après les strates 1 à 3 et 5 (qui sont échantillonnées chaque année) ou les strates 3 et 5 (les zones non couvertes par les strates standard 415 à 439 du relevé de septembre).

Les indices d'abondance sont présentés pour deux catégories de taille : 42 cm de longueur totale (LT) et plus, ce qui correspond à peu près à la partie adulte de la population, et de 21 à 41 cm de LT, ce qui correspond approximativement aux juvéniles âgés de deux ans ou plus.

Les raies tachetées présentant une LT inférieure à 21 cm étaient très rares dans les prises du relevé de septembre, mais des individus de ces tailles ont été observés durant le relevé du détroit de Northumberland.

La variation en pourcentage des indices a été estimée par régression du logarithme naturel du taux de prises lors du relevé en fonction de l'année. On a calculé que la variation en pourcentage de l'abondance était de $100 \cdot (1 - \exp(b \cdot \Delta t))$, où b est la pente de régression log-linéaire et où Δt est le changement dans le temps (en années).

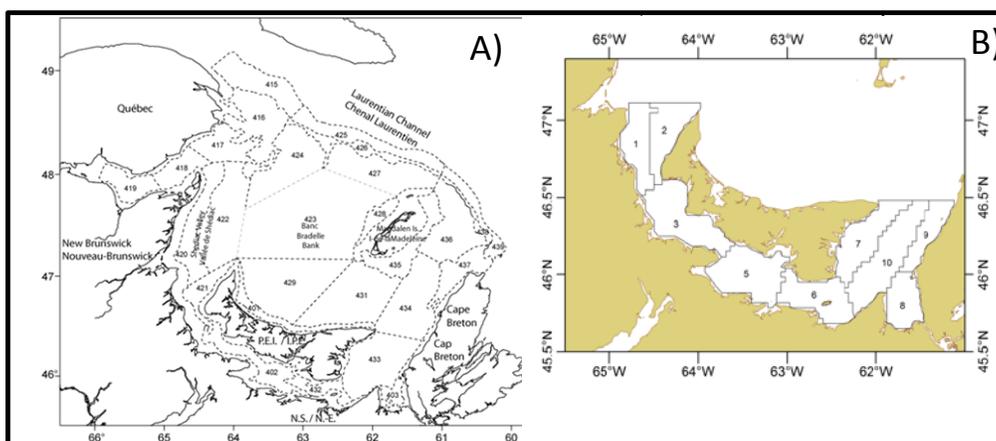


Figure 3. Plan de stratification pour le relevé au chalut de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent (A; graphique de gauche) et pour le relevé effectué dans le détroit de Northumberland (B; graphique de droite). Les profondeurs des strates pour le relevé par navire de recherche sont les suivantes : < 50 brasses : 401 à 403, 417 à 424, 427 à 436; 51 à 100 brasses : 416 et 426, 437, 438; > 100 brasses : 415, 425, 439.

Indices dérivés du relevé par navire de recherche

L'abondance des adultes est en déclin depuis la fin des années 1970 ou le début des années 1980, ce qui correspond à un déclin de 99 % depuis 1982 (figure 4a, 4d). L'abondance des raies tachetées matures chalutables (prises moyennes par trait standard élargies à la zone de relevé) dans les strates 415 à 439 s'établissait en moyenne à 580 000 entre 1971 et 1980, 29 000 entre 2000 et 2009 et 5 000 entre 2010 et 2014. Aucune raie tachetée mature n'a été capturée dans les strates 401 à 439 en 2013, et un seul individu mature a été capturé dans la strate 402 en 2014.

On ne détecte maintenant que rarement la présence de raies tachetées dans la zone du relevé par navire de recherche, mais le poisson persiste dans les parties du détroit de Northumberland qui sont maintenant couvertes par le relevé du détroit de Northumberland. Les taux de déclin annuels estimés d'après les taux de prises durant le relevé du détroit de Northumberland étaient inférieurs (10 %) à ceux estimés grâce au relevé par navire de recherche (21 %) au cours de la même période (2003 à 2014) (tableau 1). Si l'on considère les strates 1 à 5, le déclin de l'abondance des adultes dans le détroit de Northumberland était de 66 % sur cette période de onze années (figure 4b, 4e) comparativement aux 90 % enregistrés durant le relevé par navire de recherche (tableau 1). L'abondance des adultes chalutables dans les strates 3 et 5 du relevé du détroit de Northumberland atteignait en moyenne 148 000 entre 2003 et 2009 et 88 000 entre 2012 et 2014.

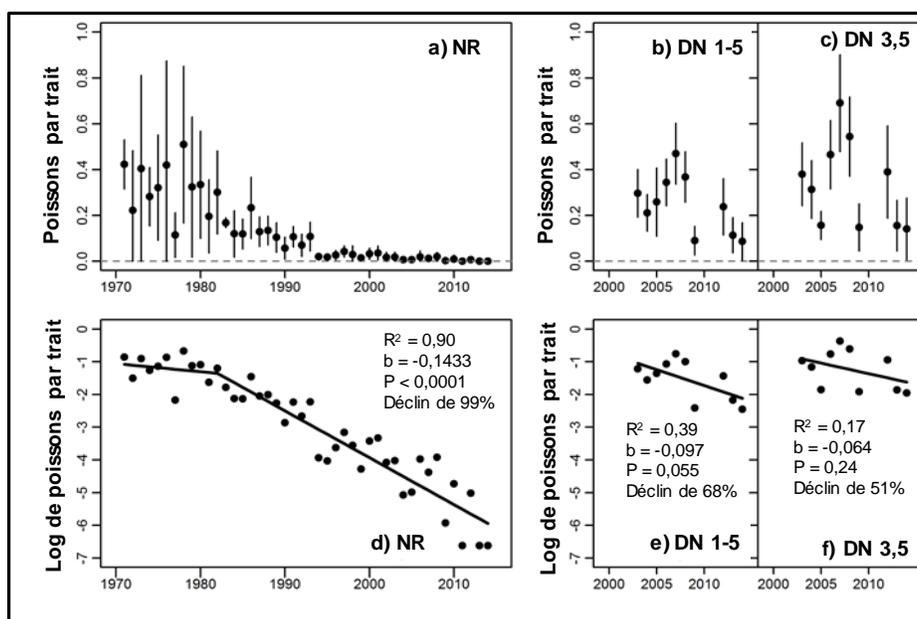


Figure 4. Indices d'abondance de la raie tachetée adulte (≥ 42 cm) dérivés du relevé de septembre par navire de recherche (graphique a, NR) et du relevé du détroit de Northumberland (graphiques b et c, DN). Les symboles représentent la moyenne et les lignes verticales représentent une erreur-type de plus ou moins 2. Les 24 strates où l'on pratique la pêche depuis 1971 (415 à 439) sont utilisées pour le relevé par navire de recherche, et les strates 1 à 5 (les strates où l'on pratique la pêche depuis 2000) ou 3 et 5 (la région qui n'est pas couverte par les strates standard du relevé par navire de recherche) sont présentées pour le relevé du détroit de Northumberland. Le graphique d illustre une régression segmentée qui est effectuée pour tenir compte d'un changement dans la tendance temporelle; le point optimal était en 1982. Dans les graphiques d à f, R^2 représente la proportion de variation des taux de prises logarithmiques expliquée par le modèle de régression, P est le niveau de signification du modèle, et b est la pente estimée (depuis 1982 dans d).

Tableau 1. Variation en pourcentage estimée de l'abondance et de la biomasse (toutes les tailles) des raies tachetées juvéniles et adultes d'après les taux de prise dans le relevé par navire de recherche du mois de septembre et le relevé du détroit de Northumberland [figures 3 à 5]. Le nombre d'années sur lesquelles le changement est calculé est indiqué entre parenthèses. Les taux de changement qui ne sont pas statistiquement significatifs à partir de zéro ($p > 0,05$) sont indiqués par l'abréviation « ns ».

Groupe de taille	Relevé	Période	Taux de changement instantané	Changement en pourcentage (nombre d'années)
Adultes	Relevé par navire de recherche	1982 – 2014	- 0,143	- 99 % (32)
	Relevé du détroit de Northumberland	2003 – 2014	- 0,206	- 90 % (11)
	Relevé du détroit de Northumberland	2003 – 2014	- 0,097	- 66 % (11)
Juvéniles	Relevé par navire de recherche	1986 – 2014	- 0,1697	- 99 % (28)
	Relevé du détroit de Northumberland	2003 – 2014	- 0,263	- 92 % (11)
	Relevé du détroit de Northumberland	2003 – 2014	- 0,100 ^{ns}	- 67 % (11)
Toutes les	Relevé par	1980 – 2014	- 0,136	- 99 % (34)

Groupe de taille	Relevé	Période	Taux de changement instantané	Changement en pourcentage (nombre d'années)
tailles	navire de recherche	2000 – 2014	- 0,168	- 91 % (14)
	Relevé du détroit de Northumberland	2000 – 2014	- 0,109	- 78 % (14)

Les taux de prises moyens durant le relevé du détroit de Northumberland étaient bien supérieurs à ceux calculés pour le relevé par navire de recherche au cours de la même période (2000 à 2014; figures 4 à 6). Ce résultat reflète dans une large mesure la proportion bien plus élevée d'habitat convenable pour la raie tachetée enregistrée lors du relevé du détroit de Northumberland comparativement à la proportion observée lors du relevé par navire de recherche (durant lequel la plus grande partie de la zone du relevé affichait des profondeurs plus importantes que celles utilisées par la raie tachetée en été et au début de l'automne). La capturabilité beaucoup plus élevée des raies tachetées telle qu'observée grâce à l'engin utilisé lors du relevé du détroit de Northumberland comparativement à l'engin utilisé lors du relevé par navire de recherche a également contribué à cette différence (Swain et Benoît 2016).

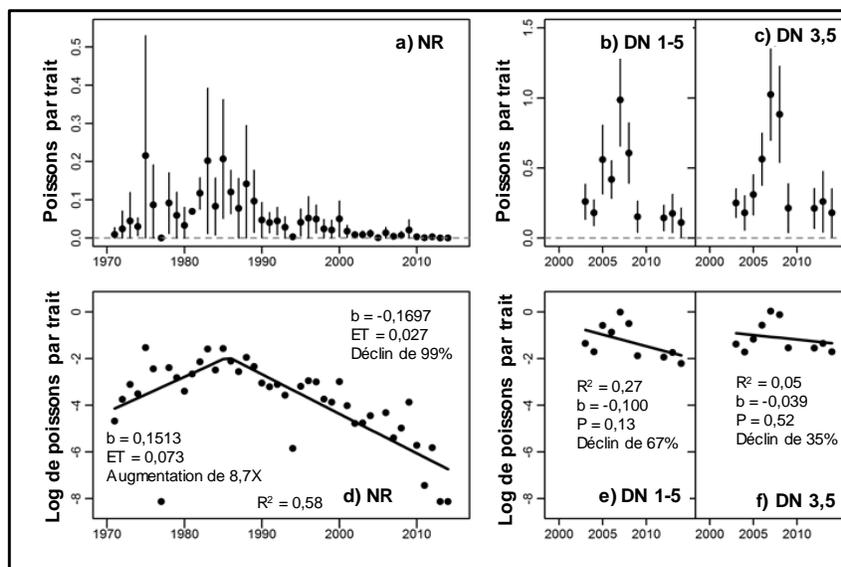


Figure 5. Indices de l'abondance des raies tachetées juvéniles (entre 21 et 41 cm) calculés d'après le relevé par navire de recherche de septembre (a; NR) et le relevé du détroit de Northumberland (b-c, DN). Les symboles représentent la moyenne et les lignes verticales représentent une erreur-type de plus ou moins 2. Le graphique d illustre une régression segmentée qui est effectuée pour tenir compte d'un changement dans la tendance temporelle; le point optimal était en 1986. Dans le graphique d, les pentes (b) sont présentées pour les régressions se terminant ou commençant en 1986. Dans les graphiques d à f, R^2 représente la proportion de variation des taux de prises logarithmiques expliquée par le modèle de régression, P est le niveau de signification du modèle, b est la pente estimée, et ET est l'erreur type.

Les taux de prises de raies tachetées juvéniles lors des relevés par navire de recherche étaient faibles au début des années 1970, puis ont été multipliés par près de neuf jusqu'au milieu des années 1980, pour diminuer de façon marquée par la suite, ce qui fait qu'on enregistre un déclin de 99 % entre le milieu des années 1980 et 2014 (figure 5; tableau 1). L'abondance des juvéniles chalutables dans les strates 415 à 439 utilisées pour le relevé par navire de recherche

s'est établie en moyenne à 46 000 entre 1971 et 1974, à 183 000 entre 1975 et 1985, à 16 400 entre 2003 et 2009 et à 2 400 entre 2010 et 2014. Un seul individu a été capturé en 2013 ainsi qu'en 2014, et provenait chaque fois de la strate 402.

Les taux de prises de juvéniles au cours du relevé du détroit de Northumberland étaient relativement élevés entre 2005 et 2008 et faibles depuis 2009 (figure 5, tableau 1). Cependant, le déclin des taux de prises de juvéniles n'a pas été significatif durant cette courte période. L'abondance des juvéniles chalutables dans les strates 3 à 5 atteignait en moyenne 188 000 entre 2003 et 2009, et 83 000 entre 2012 et 2014.

L'indice de la biomasse de raies tachetées, toutes tailles confondues, dérivé du relevé par navire de recherche de septembre (strates 415 à 439) était stable à un niveau élevé durant les années 1970, mais a décliné de façon régulière depuis 1980 (figure 6). On estime que l'indice a diminué de 99 % entre 1980 et 2014. Aucune raie tachetée n'a été capturée dans les strates 415 à 439 en 2013 et en 2014. De 2000 à 2014, l'indice de la biomasse moyenne dérivé du relevé du détroit de Northumberland était 20 fois supérieur à la moyenne calculée d'après le relevé par navire de recherche (malgré la plus faible surface balayée durant le relevé du détroit de Northumberland). Bien que cela soit dû en partie à la capturabilité plus élevée des raies tachetées lorsqu'on utilise le chalut, comme dans le relevé du détroit de Northumberland, cela reflète également la prévalence de l'habitat de prédilection de l'espèce dans le détroit de Northumberland, comparativement à la zone du relevé par navire de recherche. Sur une période de 15 ans, l'indice de la biomasse dérivé du relevé du détroit de Northumberland a affiché un déclin considérable de 78 % (figure 6).

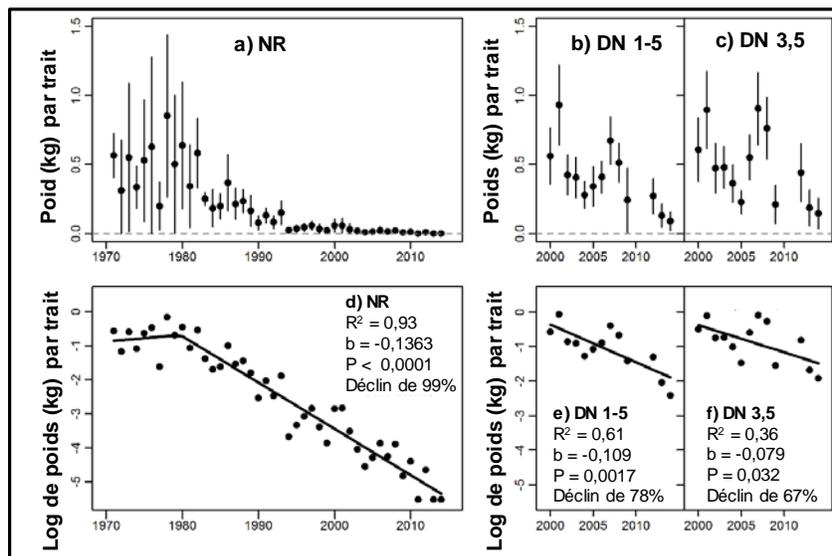


Figure 6. Indices de la biomasse de raies tachetées (toutes les longueurs) dérivés du relevé par navire de recherche de septembre (a, NR) et du relevé du détroit de Northumberland (b-c, DN). Les lignes verticales représentent une erreur-type de plus ou moins 2. Les 24 strates de pêche depuis 1971 (415 à 439) sont utilisées pour le relevé par navire de recherche, et les strates allant de 1 à 5 ou 3 et 5 sont présentées pour le relevé du détroit de Northumberland. Les déclin exponentiels de la biomasse sont estimés dans les graphiques d à f d'après la régression du logarithme de la biomasse par rapport à l'année. Une régression segmentée avec un point optimal en 1980 est utilisée dans le graphique d. Les autres indicateurs figurant dans les graphiques sont expliqués à la figure 4.

La sélection de l'habitat par les poissons marins est habituellement dépendante de la densité, l'aire de répartition s'étendant dans des habitats moins utilisés au fur et à mesure que

l'abondance de la population augmente, et se contractant dans des habitats optimaux lorsqu'elle diminue (MacCall 1990). Le seul relevé à long terme surveillant la raie tachetée dans le sud du golfe du Saint-Laurent est le relevé par navire de recherche. La raie tachetée semble avoir disparu de la zone du relevé par navire de recherche (strates 415 à 439), mais l'espèce persiste dans des parties du détroit de Northumberland qui ne sont pas couvertes par ce relevé. Il pourrait être important de tenir compte de cette contraction de la répartition dans des zones à l'extérieur de la zone du relevé par navire de recherche lorsqu'on estime le taux et l'ampleur du déclin de cette population. On a élaboré des indices composites intégrant les deux relevés, celui effectué par navire de recherche et celui effectué dans le détroit de Northumberland (strates 415 à 439 et 3 à 5, respectivement) en supposant que la sélection de l'habitat par la raie tachetée corresponde à une répartition idéale libre, une hypothèse dérivée de l'écologie comportementale permettant de prévoir la répartition des individus et la valeur adaptative entre les zones (Swain et Benoit 2016). Si l'on se fonde sur ces indices composites, la biomasse et l'abondance totales des raies tachetées adultes ont chuté de 98 % depuis 1979 ou 1980 (voir figures 6 et 7), respectivement, à un taux voisin du déclin de 99 % estimé d'après les données du relevé par navire de recherche seulement.

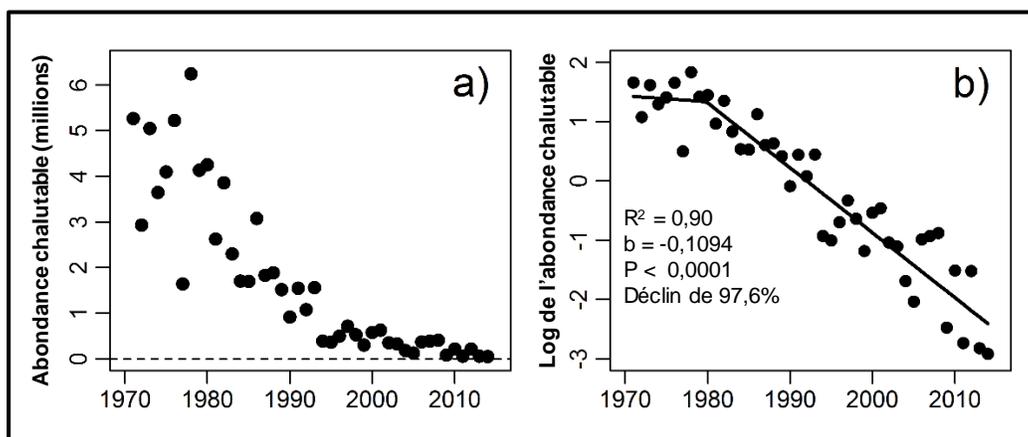


Figure 7. Indice composite de l'abondance des raies tachetées adultes dérivé des relevés par navire de recherche et des relevés du détroit de Northumberland (a) et rajustement d'une régression segmentée (point optimal en 1980) par rapport au logarithme de l'abondance (b). Voir les détails à la figure 4.

Estimations du modèle de population

Deux types de modèles de population ont été examinés : 1) des modèles de type état-espace structurés par stade, soit le type de modèle utilisé lors de la précédente évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée (Swain et al. 2006), et 2) un modèle fondé sur la longueur selon l'âge. Le modèle structuré par stade était adapté tant pour les indices dérivés du relevé par navire de recherche que pour les indices composites. Les résultats étaient semblables dans les deux cas, sauf que le taux accru de déclin au cours des dernières années, qui était évident dans l'adaptation aux indices dérivés du relevé par navire de recherche seulement, n'était pas évident pour ce qui est de l'adaptation aux indices composites. Ce taux accru de déclin des indices associés au relevé par navire de recherche seulement reflétait le changement de la répartition dans le détroit de Northumberland, dont rendaient compte les indices composites.

Le modèle selon l'âge était adapté aux indices composites. Le modèle s'étendait sur les âges 2 à 9 ans et plus, et de 1971 à 2014. La mortalité naturelle (M) a été estimée séparément pour deux groupes d'âge (2 à 4 et 6 à 9 et plus; la M chez les poissons âgés de cinq ans a été considérée comme étant la moyenne de M pour les âges 2 à 4 et 6 à 9 et plus au cours de la

même année), en permettant une variation entre six blocs de temps (cinq blocs de sept ans et un dernier bloc de neuf ans).

D'après le modèle structuré par âge, l'abondance des juvéniles fluctuait aux alentours d'une valeur relativement élevée (56 millions) durant les années 1970 et 1980, et a affiché un déclin progressif à partir de la fin des années 1980, atteignant son niveau le plus bas jamais enregistré en 2014 (année à laquelle on l'estimait à 3 millions, soit 5,6 % du niveau moyen enregistré au cours des années 1970 et 1980) [figure 8a]. L'abondance des adultes était à un niveau élevé durant les années 1970, lorsque l'abondance estimée se situait en moyenne à 7,7 millions de poissons, mais connaît un déclin depuis la fin des années 1970. Selon les estimations, l'abondance des adultes en 2014 était la plus faible jamais enregistrée (0,2 million d'individus), soit 3 % du niveau moyen observé dans les années 1970 (figure 8c). La biomasse estimée des adultes et celle des juvéniles présentent des tendances similaires (figures 8b et 8d). On estime que la biomasse des adultes a décliné de 98 % depuis 1971, et de 81 % depuis 2004 (lorsque l'évaluation du potentiel de rétablissement précédente a été réalisée).

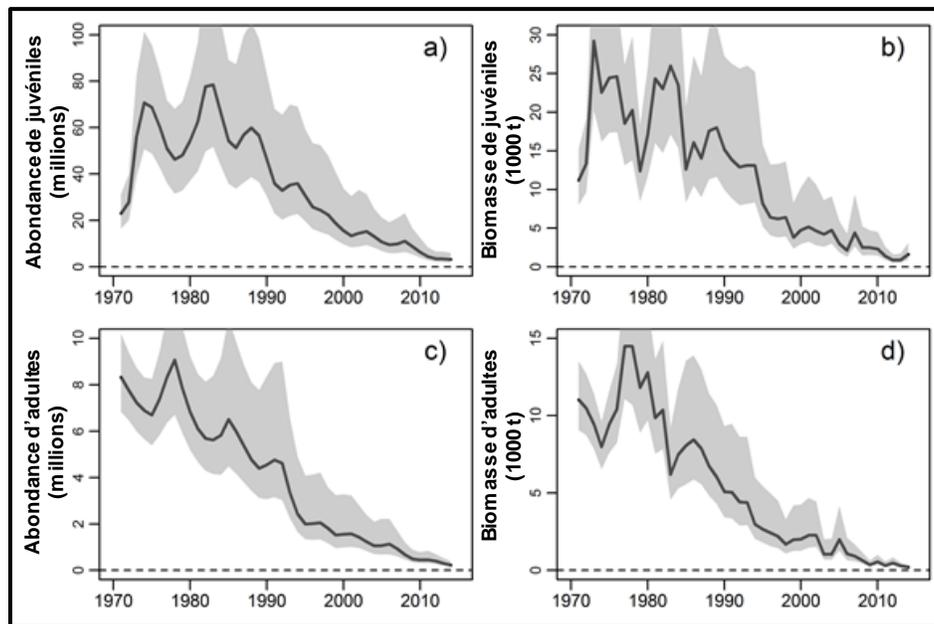


Figure 8. Abondance (graphiques a et c; colonne de gauche) et biomasse (graphiques b et d; colonne de droite) estimées des raies tachetées juvéniles (graphiques a et b; ligne du haut) et adultes (graphiques c et d; ligne du bas) dans le sud du golfe du Saint-Laurent en fonction du modèle structuré par âge.

Répartition de l'espèce

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la raie tachetée fréquente les eaux côtières peu profondes en été et au début de l'automne. La température médiane de la zone occupée par les raies tachetées capturées durant le relevé par navire de recherche de septembre est d'environ 9 °C, et la profondeur médiane occupée varie entre 24 m pour les raies affichant une longueur totale de moins de 33 cm et 32 m pour les raies affichant une longueur totale de plus de 50 cm (Swain et al. 2006). Durant le relevé mené dans le détroit de Northumberland, la profondeur et la température médianes étaient de 12 m et de 16,5 °C, respectivement (Kelly et Hanson 2013). En hiver, ces poissons se déplacent vers le large (Darbyson et Benoît 2003). En janvier, les densités les plus élevées semblent correspondre à des profondeurs allant de 100 à 200 m le long de la pente du chenal Laurentien, bien que la raie tachetée semble se répartir à des

densités moindres dans la plus grande partie du Plateau madelinien, où elle se tient à des profondeurs de plus de 40 m durant ce même mois (Clay 1991).

Modifications de la répartition

Durant les années 1970 et 1980, les raies tachetées adultes se répartissaient sur de vastes zones dans les eaux côtières peu profondes (< 50 m) du sud du golfe du Saint-Laurent (figure 9). À la fin des années 2000 et au début des années 2010, les prises de raies tachetées adultes étaient très rares. La répartition géographique de ces poissons était semblable pour les juvéniles, même si ceux-ci se répartissaient sur des zones moins étendues que les adultes. Un indice de l'aire de répartition géographique (D95, la zone qui représente 95 % des prises) indique la présence d'une contraction marquée de l'aire de répartition de cette espèce, tant pour les juvéniles que pour les adultes (figure 10). En ce qui concerne les adultes, l'indice D95 était en moyenne de 6 500 km² vers le milieu des années 1980, mais a chuté à 377 km² en 2012, ce qui représente un déclin de 94 %. L'indice D95 pour les juvéniles était faible au début des années 1970, s'établissant en moyenne à 800 km² entre 1971 et 1975. Il a ensuite augmenté pour atteindre un sommet entre le début et le milieu des années 1980 (3 400 km²) avant de diminuer à de faibles valeurs à la fin des années 2000 et au début des années 2010 (775 km² entre 2007 et 2012), ce qui représente un déclin de 89 %. Tant les juvéniles que les adultes étaient absents de la zone de relevé standard en 2013 et en 2014.

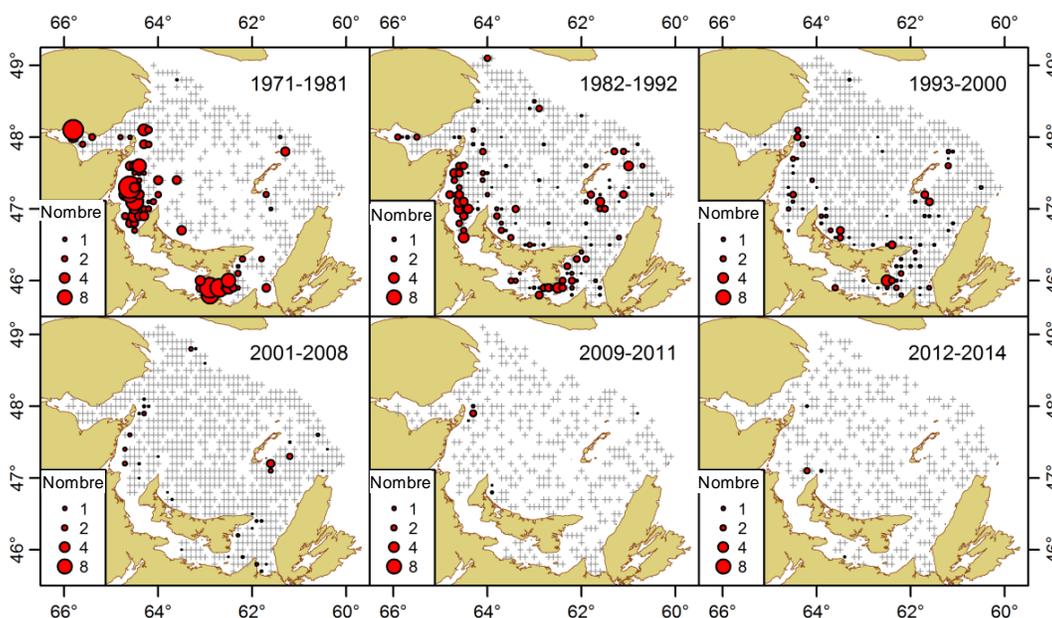


Figure 9. Répartition géographique des prises de raies tachetées adultes (c.-à-d. poissons dont la longueur totale est supérieure ou égale à 42 cm) calculée d'après le relevé au chalut de fond de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent, par période. Les prises ont été regroupées dans une grille de 0,1 °O x 0,1 °N, et les moyennes ont été calculées pour chaque période. Les x correspondent à des endroits où la pêche était pratiquée et où l'on n'a attrapé aucune raie tachetée. Les cercles sont proportionnels aux taux de prises.

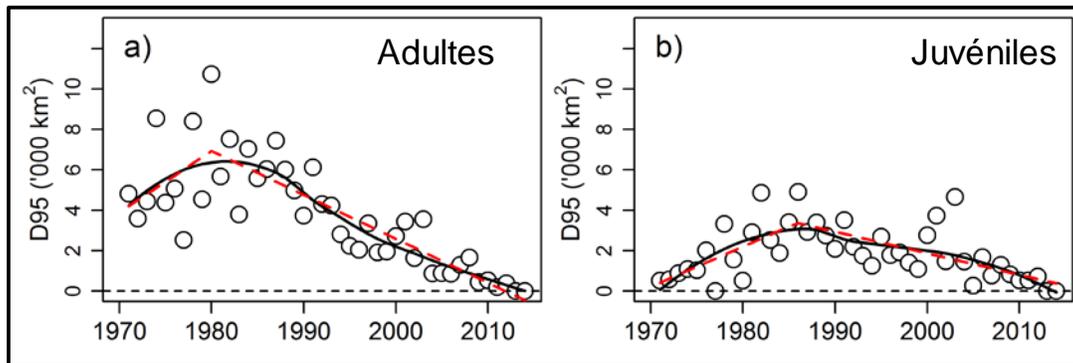


Figure 10. Indice de l'aire de répartition géographique pour les raies tachetées adultes (longueur totale ≥ 42 cm) (graphique de gauche a) et juvéniles (longueur totale = 21 à 41 cm) (graphique de droite b) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. « D95 » est la zone minimale estimée contenant 95 % de la population. Les cercles indiquent les estimations annuelles. Les lignes pleines décrivent la tendance temporelle en fonction d'un facteur de lissage pondéré à l'échelon local (loess). La ligne pointillée représente l'ajustement de la régression segmentée par rapport aux données.

Depuis le début du relevé mené dans le détroit de Northumberland en 2000, on a capturé des raies tachetées principalement dans la partie ouest du détroit de Northumberland même si, historiquement, la présence de ces poissons était plus fréquente dans les échantillons prélevés durant le relevé par navire de recherche dans la partie est du détroit (figures 9 et 11). La répartition géographique dans le détroit était semblable pour les juvéniles et les adultes, même si la répartition des adultes avait tendance à être légèrement plus resserrée que celle des juvéniles. Avant 2012, les prises étaient peu fréquentes. Durant le relevé de 2014, les prises d'adultes étaient limitées à une petite région de la strate 3, tandis que les quelques traits de chalut ayant permis de capturer des juvéniles étaient plus largement répartis dans les strates 3 et 5. Les prises de recrues (< 21 cm) ont été limitées en grande partie à la strate 3.

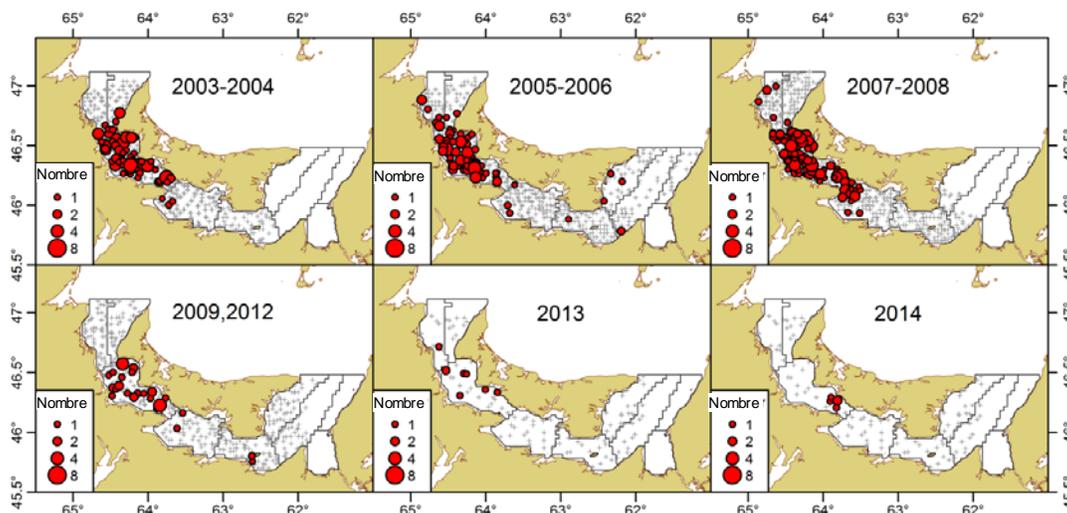


Figure 11. Répartition des prises de raies tachetées adultes (longueur totale ≥ 42 cm) durant le relevé au chalut de fond de juillet et août dans le détroit de Northumberland. La zone encadrée est proportionnelle au taux de prises (nombre par trait normalisé). Les x correspondent à des endroits où la pêche a été pratiquée sans qu'une raie soit capturée.

Paramètres du cycle biologique actuels ou récents

Répartition par taille

La répartition par taille de la raie tachetée dans le sud du golfe du Saint-Laurent s'est contractée à partir des années 1990 (figure 12). La proportion de raies adultes (longueur totale > 50 cm) atteignait en moyenne 75 % (fourchette allant de 61 à 90 %) durant les années 1970 et au début des années 1980, chutant à 55 % durant les années 1990, puis à 40 % durant les années 2000.

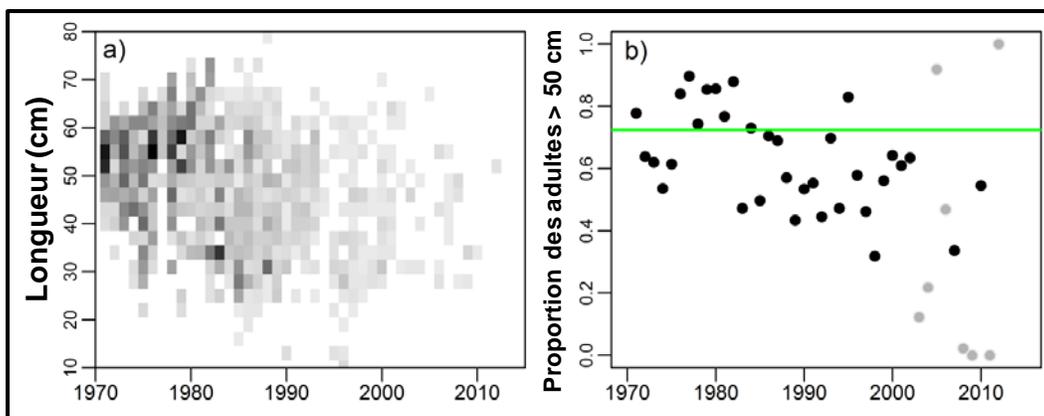


Figure 12. Structure par taille de la raie tachetée dans le relevé par navire de recherche de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1971 à 2014 : a) abondance relative (poisson/trait) par catégorie de longueur de 3 cm; les zones ombragées plus foncées indiquent un taux de prise plus élevé. b) proportion d'adultes affichant une longueur totale de plus de 50 cm; les symboles gris reposent sur des observations dans moins de cinq catégories de longueurs; la ligne verte indique la proportion moyenne durant les années 1970 (0,72).

Poids et condition selon l'âge

Les raies tachetées ayant une longueur totale de 42 cm affichent un poids moyen prévu de 0,58 kg, tandis qu'une raie adulte mesurant 60 cm a un poids moyen prévu de 1,81 kg (figure 13). La condition (exprimé comme le rapport entre le poids mesuré et le poids prévu) est très variable au cours de l'année et n'affiche aucune tendance au fil du temps. L'indice de condition présente sa valeur la plus élevée en 2010 et sa valeur la plus faible en 2013, mais les valeurs récentes sont calculées d'après des échantillons de très petite taille (p. ex. 12 en 2010, 1 en 2013).

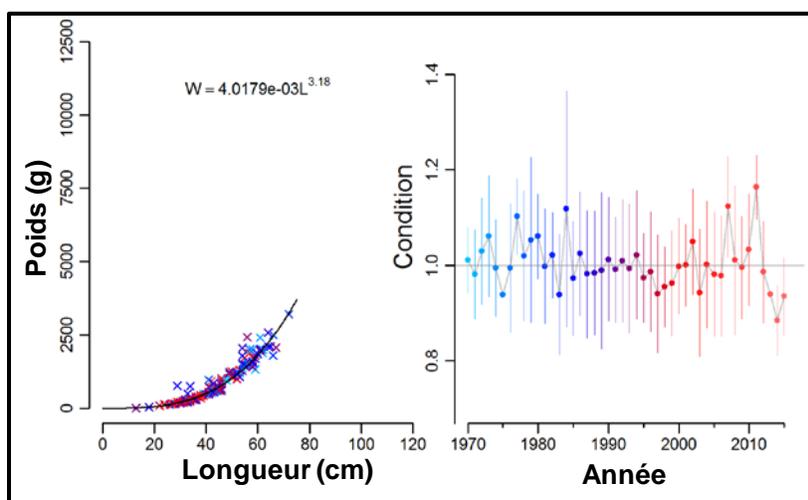


Figure 13. Relation entre la longueur (cm) et le poids (g) (graphique de gauche; les symboles sont des observations) et la condition (graphique de droite; exprimé en tant que poids observé divisé par le poids prévu d'après la relation entre la longueur et le poids) pour les raies tachetées du sud du golfe du Saint-Laurent entre 1970 et 2014. Les points représentent la valeur moyenne de la condition, et les lignes verticales un intervalle de confiance de 95 %. La zone ombragée en couleur renvoie à l'année d'échantillonnage pour les observations individuelles illustrées dans le graphique de gauche.

Taux de mortalité

Les estimations de la mortalité naturelle (M) à partir du modèle selon l'âge révélèrent la présence de tendances relativement mineures dans la M des juvéniles (figure 14), avec une estimation médiane variant autour d'une valeur moyenne de 0,94 (c.-à-d. une mortalité annuelle de 61 %). En revanche, on observe un changement important de la M estimée chez les adultes au fil du temps (figure 14), laquelle augmente de façon régulière à partir d'une estimation médiane de 0,11 (10 % annuellement) entre 1971 et 1977 pour atteindre une valeur de 1 (63 % annuellement) entre 1992 et 1998. La M estimée chez les adultes est restée élevée depuis, avec une médiane estimée à environ 57 % depuis 1999.

La mortalité naturelle fortement élevée des raies tachetées adultes dans le sud du golfe du Saint-Laurent estimée ici est également observée chez d'autres grands poissons de fond (c.-à-d. adultes des espèces suivantes : morue franche, plie canadienne, raie épineuse, merluche blanche et autres) au sein de l'écosystème du sud du golfe du Saint-Laurent. On a émis l'hypothèse que ce taux de mortalité naturelle élevé reflétait une « fosse aux prédateurs » ou un effet d'Allee causé par la prédation, découlant de l'abondance épuisée de ces poissons et de l'abondance élevée et croissante des phoques gris, un prédateur important de ces poissons (Swain et Benoît 2015).

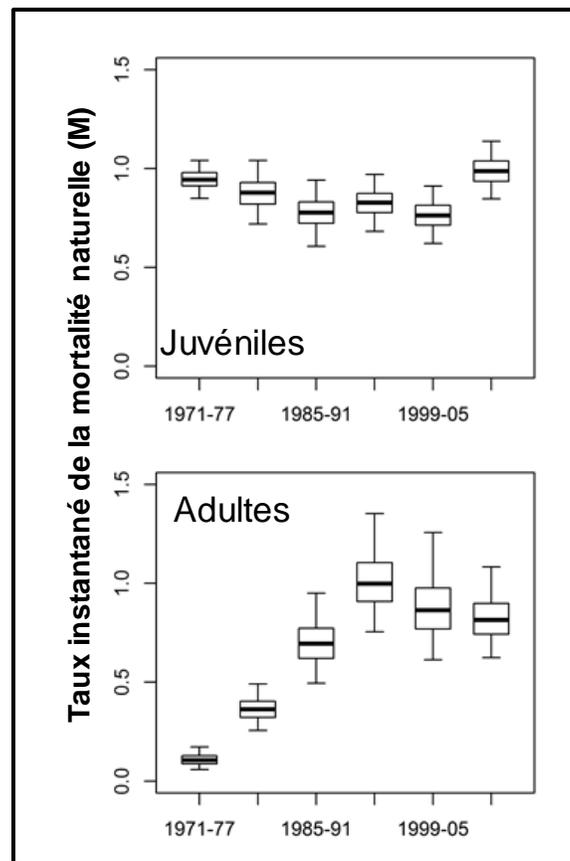


Figure 14. Mortalité naturelle instantanée estimée (M) pour les blocs de sept ou neuf ans, pour les raies tachetées juvéniles (âge 2 à 4) et adultes (âge 6 et plus) d'après le modèle selon l'âge. Les lignes horizontales représentent les estimations médianes, les boîtes désignent les 25^e à 75^e centiles, et les lignes verticales correspondent aux intervalles de confiance de 95 %.

Recrutement et taux de recrutement

Les taux de recrutement estimés (nombre de recrues d'âge 2 produites par femelle reproductrice) de la raie tachetée ne présentent aucune tendance temporelle, fluctuant sans aucune tendance à long terme pour les cohortes de 1971 à 2012 (figure 15). Le taux de recrutement moyen s'établit, selon les estimations, à 10,4 recrues par femelle reproductrice.

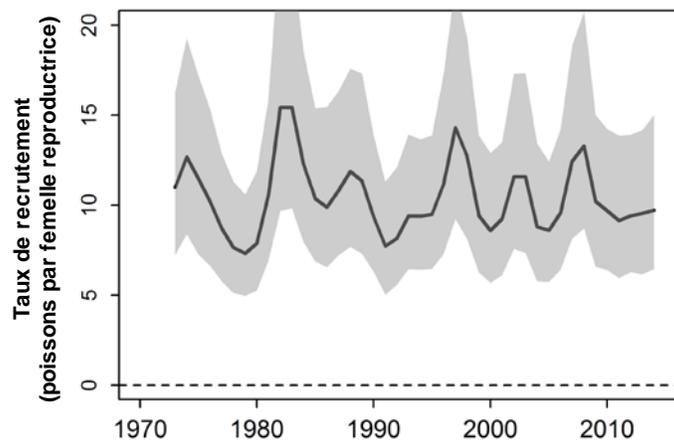


Figure 15. Taux de recrutement estimé (nombre de recrues d'âge 2 produites par femelle reproductrice) regroupé par année de recrutement à l'âge 2. Les estimations de la valeur médiane sont indiquées par la ligne, et les intervalles de confiance de 95 % par la zone ombragée.

Exigences relatives à l'habitat et à la résidence

Propriétés de l'habitat

La température médiane de la zone occupée par les raies tachetées capturées durant le relevé par navire de recherche de septembre est d'environ 9 °C, et la profondeur médiane occupée varie entre 24 m pour les raies affichant une longueur totale de moins de 33 cm et 32 m pour les raies affichant une longueur totale de plus de 50 cm. Durant le relevé mené dans le détroit de Northumberland, la profondeur et la température médianes étaient de 12 m et de 16,5 °C, respectivement. En hiver, ces poissons se déplacent au large et sont largement répartis sur le Plateau madelinien (40 à 100 m) et le long de la pente du chenal Laurentien (100 à 200 m).

Étendue spatiale des zones d'habitat

Durant les années 1970 et 1980, en été, les raies tachetées adultes se répartissaient sur de vastes zones dans les eaux côtières peu profondes (< 50 m) du sud du golfe du Saint-Laurent (figure 9). Les densités étaient les plus élevées dans la baie des Chaleurs, au large de la côte du Nouveau-Brunswick, de Miscou jusqu'à l'Île-du-Prince-Édouard, et entre le sud-est de l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse, dans le détroit de Northumberland. La raie tachetée adulte fréquente également des eaux peu profondes à l'est des îles de la Madeleine et le long de la côte nord de l'Île-du-Prince-Édouard. La répartition géographique de ces poissons était semblable pour les juvéniles, même si ceux-ci se répartissaient sur des zones moins étendues que les adultes. L'habitat optimal pour la raie tachetée du sud du golfe du Saint-Laurent semble être concentré dans le détroit de Northumberland.

Si l'on se fonde sur la répartition historique de la raie tachetée, on peut établir que les environnements physiques convenant à cette espèce durant l'été sont très répandus sur l'ensemble des eaux peu profondes de la zone côtière du sud du golfe du Saint-Laurent. Les caractéristiques physiques de ces habitats (profondeur, température, salinité) sont encore disponibles pour la raie tachetée, et il n'y a pas de changement apparent dans l'étendue spatiale de cet habitat convenable.

Présence et étendue des contraintes de configuration spatiale

La raie tachetée a déjà affiché une répartition étendue dans les eaux côtières peu profondes du sud du golfe du Saint-Laurent en été, mais sa répartition est maintenant limitée à la partie ouest du détroit de Northumberland. Dans le détroit de Northumberland, la biomasse totale et l'abondance à toutes les étapes du cycle biologique de la raie tachetée (recrues, juvéniles et adultes) sont les plus élevées dans la zone qui s'étend du cap Tormentine, à l'est, à Bouctouche (N.-B.) et West Point (Î.-P.-É.), à l'ouest. Toutes les raies tachetées capturées durant le relevé des raies du détroit de Northumberland en 2014 l'ont été dans cette région. Si l'on se fonde sur l'aire de répartition désormais fortement limitée, cette zone semble être le seul refuge d'importance restant de l'espèce dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

On connaît mal les caractéristiques qui contribuent à l'importance de cette zone. Les facteurs environnementaux physiques comme la température et la profondeur ne semblent pas jouer de rôle. L'environnement physique qui convient à la raie tachetée est très répandu dans l'ensemble des eaux peu profondes de la zone côtière du sud du golfe du Saint-Laurent. Cela donne à penser que des interactions biologiques, telles que la prédation ou la quête de nourriture, pourraient être en cause. L'abondance du phoque gris (*Halichoerus grypus*) a augmenté d'un ordre de grandeur dans le sud du golfe du Saint-Laurent depuis les années 1960. Les profondeurs supérieures à 50 m ne semblent pas convenir aux raies tachetées qui fréquentent le sud du golfe du Saint-Laurent en été, et l'on estime que le risque de prédation par le phoque gris n'est pas aussi élevé dans la partie ouest du détroit de Northumberland que dans les autres zones côtières en été. Cela pourrait expliquer la persistance de la raie tachetée dans cette zone. Cependant, l'abondance de la raie tachetée a récemment décliné, même dans cette zone, ce qui donne à penser que, même là, les taux de prédation pourraient être trop élevés pour permettre la survie de cette espèce (voir la section portant sur la prédation par les phoques gris).

Concept de résidence pour la raie tachetée

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) définit la « résidence » comme suit :

« Gîte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou une partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation. » [para. 2(1)].

La raie tachetée ne présente pas de caractéristiques du cycle biologique ou de comportement qui pourrait être considéré comme ayant les caractéristiques d'une résidence. Conformément à l'énoncé de politique de juin 2013 du MPO sur la « mise en application de l'article 33 (résidence) de la *Loi sur les espèces en péril* aux espèces aquatiques en péril », le concept de résidence ne s'applique pas à la raie tachetée.

Menaces et facteurs limitatifs liés à la survie et au rétablissement

Menaces

Le COSEPAC (2015) a indiqué que, bien qu'il n'y ait pas de pêche commerciale visant cette population de raies tachetées, les déclinés observés durant les années 1970 et 1980 pourraient être dus à un taux de mortalité beaucoup trop élevé dû aux prises accessoires dans le cadre des pêches visant d'autres espèces de poissons de fond. Il a également constaté que l'espèce présentait un faible taux de croissance de la population, et que la principale menace semblait être un taux beaucoup trop élevé de mortalité non liée à la pêche, possiblement en raison de la prédation par les phoques gris. La source et la conséquence d'une mortalité excessivement

élevée due à des causes autres que la pêche sont abordées à la section « Facteurs naturels qui limitent la survie et le rétablissement de l'espèce ». Les sources de mortalité de la raie tachetée résultant directement d'activités anthropiques sont présentées ci-après.

Pêche

Aucune pêche dirigée de la raie n'est pratiquée dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Cependant, les raies, y compris la raie tachetée, sont capturées de façon accidentelle dans le cadre de pêches commerciales visant d'autres espèces. La plupart de ces raies sont rejetées, bien qu'une petite proportion d'entre elles soit débarquée chaque année (Benoît 2013a). Des raies tachetées sont capturées accidentellement dans le cadre de la pêche commerciale au pétoncle en raison du chevauchement spatio-temporel considérable des aires de répartition respectives de ces espèces (MPO 2010). Des raies tachetées sont également capturées dans le cadre de pêches au poisson de fond, notamment celles qui visent des espèces de poissons plats fréquentant les zones côtières (plie rouge, *Pseudopleuronectes americanus*; limande à queue jaune, *Limanda ferruginea*) [Benoît 2006, 2013a]. Bien que la répartition du homard du sud du Golfe visé par la pêche chevauche celle de la raie tachetée, les pièges à homard utilisés à l'heure actuelle empêchent vraisemblablement les prises accidentelles de raies.

L'estimation de la mortalité historique et actuelle de la raie tachetée due à la pêche se caractérise par un certain nombre de défis qui ont été abordés dans le cadre de l'évaluation du potentiel de rétablissement.

- Les débarquements de raies ne sont pas connus par espèce. En outre, les espèces de raies ne sont pas non plus identifiées de façon régulière et, dans certains cas, de façon fiable, même par les observateurs des pêches.
- Les programmes des observateurs en mer peuvent souffrir du déploiement non aléatoire des observateurs et des changements dans le comportement des pêcheurs en présence d'un observateur.
- La composition par taille des raies débarquées et des raies rejetées n'est pas disponible, sauf en ce qui concerne la pêche au pétoncle pratiquée au milieu des années 2000.
- Comme la majorité des raies capturées accidentellement sont rejetées, il est nécessaire d'établir un taux de mortalité des rejets pour estimer les pertes.
- Des données émanant des observateurs en mer suffisantes pour estimer les rejets annuels de raies tachetées ne sont disponibles que depuis 1991. Il est nécessaire de formuler des hypothèses afin d'établir des estimations pour les années précédentes.

Les rejets estimés de raies tachetées durant la pêche au pétoncle ont diminué, passant de plus de 100 t en 1971 et 1972 à environ 70 t par année du milieu des années 1970 au milieu des années 1980, puis à 25 t par année durant les années 1990 et à une à deux tonnes par année depuis 2005. Les changements dans les engins utilisés pour la pêche et, en particulier, l'introduction de zones interdites au milieu des années 2000, ont probablement contribué aux très faibles taux de prise de raies tachetées depuis lors. D'après des données empiriques, on a évalué à 90 % le taux de survie des raies tachetées rejetées durant la pêche au pétoncle en mer. Bien que les estimations pour le milieu des années 2000 puissent être faussées, les taux de mortalité par pêche pourraient, selon les estimations, être suffisamment faibles pour que la mortalité des prises rejetées durant la pêche au pétoncle soit peu susceptible d'être un facteur important de la mortalité de la raie tachetée (MPO 2010).

Les estimations des débarquements annuels de raies tachetées durant des pêches au poisson de fond et à la crevette entre 1991 et 2014 étaient variables, avec des débarquements

généralement inférieurs à 500 kg durant les années 2000 (figure 16). Avant 1991, les débarquements de raies tachetées estimés les plus élevées remontent à 1974 et à 1975 (environ 20 t); ils ont diminué légèrement avant d’atteindre un nouveau sommet à 10 t en 1981, puis ont enregistré une nouvelle baisse, se situant à moins de 500 kg par année jusqu’en 1990.

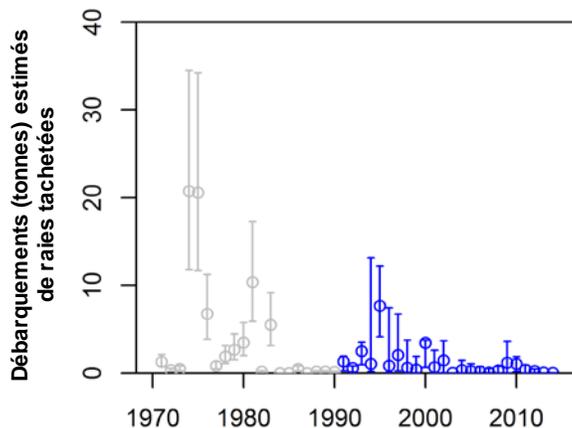


Figure 16. Débarquements estimés de raies tachetées (avec un intervalle de confiance de 95 %) dans le sud du golfe du Saint-Laurent d’après les débarquements de raie déclarés et d’après les rapports annuels d’observateurs en mer (en bleu) ou une proportion fixe de raies tachetées dans les prises de raies selon la moyenne enregistrée entre 1991 et 2014 (en gris).

Les rejets annuels estimés de raies tachetées durant des pêches dirigées au poisson de fond étaient en moyenne de 700 t entre 1971 et 1976, et d’environ 300 t à partir de 1977 et jusqu’au début des années 1990, mais ils ont décliné pour s’établir entre 10 et 50 t par année durant les années 1990 et au début des années 2000, et à moins de cinq tonnes par année depuis 2008 (figure 17).

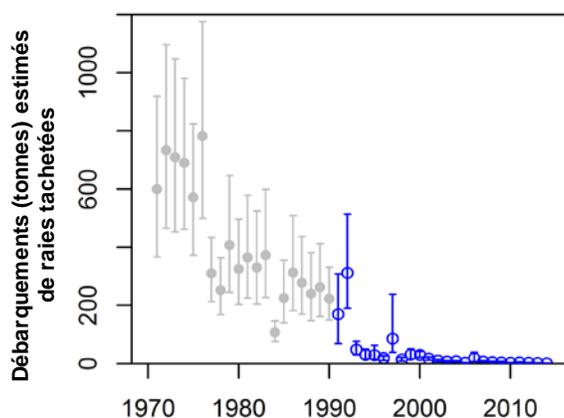


Figure 17. Rejets totaux estimés de raies tachetées (moyenne et intervalles de confiance de 95 %) dans les pêches commerciales et les pêches sentinelles au poisson de fond. Les estimations pour la période allant de 1991 à 2014 (en bleu) sont des estimations annuelles reposant sur les rapports d’observateurs des pêches, tandis que les estimations pour la période allant de 1971 à 1990 sont établies d’après les trois principales pêches capturant des raies tachetées, rajustées pour tenir compte des prises dans le cadre d’autres pêches.

La mortalité estimée des raies tachetées rejetées dans le sud du golfe du Saint-Laurent au cours de pêches avec engins mobiles surveillées par des observateurs en mer a atteint son niveau le plus élevé en 1991, à environ 40 %, avant de s'établir à 22 % en moyenne entre 1992 et 2006, et à 5 % par la suite (figure 18). Il s'agit d'estimations du taux de survie à court terme qui ne tiennent pas compte de l'augmentation possible de la mortalité liée à la prédation des raies rejetées. Le taux de survie estimé des raies rejetées était le plus faible durant la pêche à la morue par engin mobile, et similaire durant la pêche au poisson plat. Dans l'ensemble, la mortalité des raies tachetées rejetées a été estimée à environ 25 à 35 % pendant la plus grande partie de la période allant de 1971 à 2001, et a décliné durant les années 2000 pour s'établir aux alentours de 5 %. Ce déclin reflète une proportion plus élevée de rejets de raies tachetées durant les pêches qui, selon les prévisions, s'accompagneraient de conditions favorables à la survie, comme des temps de manipulation plus faibles en raison des quantités capturées plus limitées.

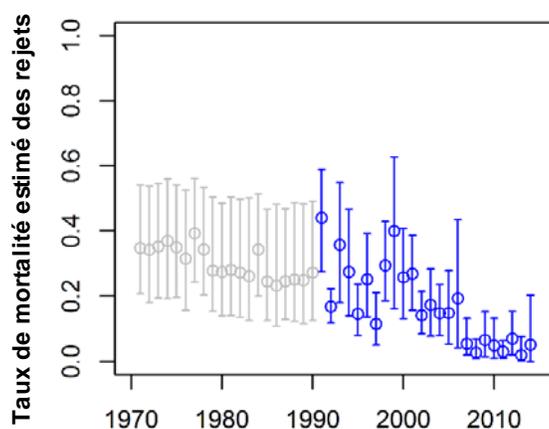


Figure 18. Taux de mortalité estimé des raies tachetées rejetées (intervalle de confiance de 95 %) durant les pêches au poisson de fond et à la crevette. Les symboles en bleu représentent les estimations qui sont dérivées en grande partie de données recueillies annuellement par les observateurs des pêches, tandis que les symboles en gris représentent les estimations effectuées grâce aux valeurs moyennes pour les années 1990.

D'après les estimations médianes des pertes liées aux pêches, comprenant les débarquements et les prises rejetées qui n'ont pas survécu, le taux instantané de mortalité par pêche (F) a été estimé comme étant très faible (figure 19). La mortalité par pêche estimée des juvéniles (une moyenne pondérée de spécimens d'âge 2 à 4) s'établissait à moins de 0,1 % chaque année durant toutes les années et affichait une moyenne annuelle de 0,006 % sur les cinq dernières années. Bien que plus élevée que pour les adultes (une moyenne pondérée des poissons d'âge 6 ou plus), on estime que la mortalité par pêche moyenne n'était que de 1,8 % entre 1971 et 1993 (lorsque la pêche de la morue a été interdite pour la première fois), de 0,9 % entre 1994 et 2000, de 0,3 % entre 2001 et 2010 et de 0,1 % depuis 2011 (figure 19). Même en utilisant le centile supérieur des prises estimées ou un taux de survie des raies rejetées plus faible, la valeur estimée de F demeure très basse pour toutes les années, avec une tendance similaire au déclin de F .

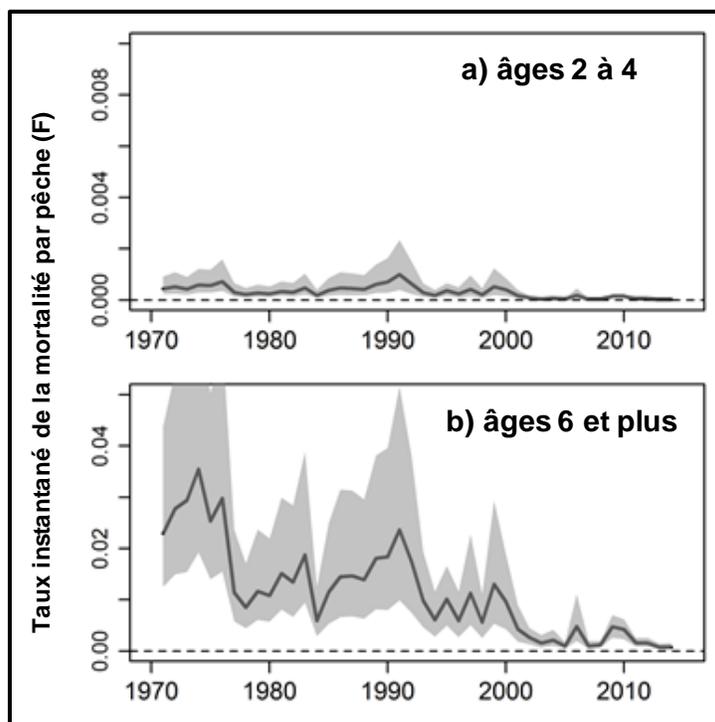


Figure 19. Estimations des taux instantanés de mortalité par pêche (F) pour les raies tachetées d'âge 2 à 4 (graphique supérieur a) et d'âge 6 et plus (graphique inférieur b) d'après le modèle de population structuré selon l'âge. Les lignes indiquent les estimations médianes, et les zones ombragées les intervalles de confiance de 95 %.

La raie tachetée n'est pas pêchée à des fins récréatives, ni à des fins alimentaires, sociales et rituelles.

On a enregistré des prises de raies tachetées au cours d'un certain nombre de programmes scientifiques menés dans le sud du golfe du Saint-Laurent, y compris les relevés par navire de recherche et du détroit de Northumberland, le relevé au chalut de fond visant le crabe des neiges et le relevé par navire de recherche visant le pétoncle. Même si les prises de raies tachetées durant le relevé par navire de recherche étaient plus importantes par le passé, lorsque l'abondance était plus élevée, les prises totales de raies tachetées durant le relevé par navire de recherche se sont établies à une moyenne de neuf individus par année au cours des cinq dernières années. Au cours du relevé du détroit de Northumberland, les prises totales ont décliné, passant de 37 individus en 2012 à 14 en 2014.

Activités les plus susceptibles d'endommager ou de détruire les propriétés de l'habitat

Les engins de pêche mobiles qui ont un contact avec le fond peuvent réduire la complexité de l'habitat, modifier la structure du plancher océanique et modifier l'abondance relative des espèces benthiques. La raie tachetée peut être vulnérable à ce genre d'effets compte tenu de son régime et de son comportement alimentaire benthivores et de ses besoins spécifiques possibles en matière d'habitat pour le succès du développement des embryons dans les capsules ovigères.

La pêche au pétoncle (*Placospecten magellanicus*) et certaines pêches au poisson de fond avec engin mobile sont pratiquées dans l'habitat de la raie tachetée dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les impacts possibles à court et à long terme du dragage des pétoncles

appartenant à la communauté benthique côtière du sud du golfe du Saint-Laurent ont été étudiés, et peu d'éléments probants (ou aucun) révèlent la présence d'un effet du dragage sur la communauté des invertébrés benthiques. Les communautés d'invertébrés démersaux près des côtes du sud du golfe du Saint-Laurent sont vraisemblablement adaptées aux perturbations physiques, y compris celles causées par le dragage, car ces habitats sont physiquement dynamiques, caractérisés par une forte action des vagues et par l'affouillement glacial en hiver. Les résultats obtenus par LeBlanc et al. (2015) donnent à penser que tous les effets du dragage des pétoncles sur la raie tachetée par le truchement de modifications du réseau trophique sont vraisemblablement faibles ou non détectables.

L'effort de pêche a décliné considérablement dans toutes les pêches au poisson de fond par engin mobile pratiquées dans le sud du golfe du Saint-Laurent entre le milieu et la fin des années 1990, et les impacts ont été, par conséquent, vraisemblablement plus marqués par le passé. Puisqu'il a été déterminé que l'utilisation des dragues à pétoncles modifiait les communautés benthiques de façon plus prononcée que la pêche au chalut de fond, les effets de la pêche au poisson de fond par engin mobile sur l'habitat de la raie tachetée devraient également être de faible ampleur.

Facteurs naturels qui limitent la survie et le rétablissement

L'évaluation du potentiel de rétablissement de 2005 portant sur la raie tachetée du sud du golfe du Saint-Laurent a permis de déterminer que la mortalité naturelle élevée des adultes (*M*) constituait le principal facteur démographique contribuant au déclin de l'UD (MPO 2005; Swain et al. 2006). Pour le sud du golfe du Saint-Laurent, on prévoit qu'aux niveaux actuels de mortalité naturelle des adultes, la raie tachetée devrait décliner rapidement jusqu'à sa disparition totale.

Dans une analyse des hypothèses possibles quant aux causes de la mortalité naturelle élevée et croissante des adultes, des éléments de preuves indiquaient que la prédation par les phoques gris semblait être le principal contributeur de la mortalité naturelle élevée (Benoît et al. 2011a). Parmi les éléments probants cités figuraient l'augmentation marquée au fil du temps du nombre de phoques gris fréquentant le sud du golfe du Saint-Laurent et le degré élevé de chevauchement spatial dans les répartitions des raies tachetées et des phoques gris en été, des facteurs qui rendent la raie tachetée particulièrement vulnérable à la prédation par les phoques. Dans une analyse plus récente, Benoît et al. (2011b) ont signalé que la prédation par les phoques gris pourrait être responsable de la totalité de la mortalité naturelle de la raie tachetée, même si celle-ci ne représente pas plus de 0,6 % du régime alimentaire des phoques gris dont l'aire de répartition chevauche l'habitat de la raie tachetée, et pas plus de 0,2 % du régime alimentaire des phoques gris en général. Un échantillonnage effectué avant les années 1990, lorsque les raies tachetées étaient plus abondantes, a montré la présence de raies dans environ 30 % des estomacs des phoques examinés pour le sud du golfe du Saint-Laurent, et les raies étaient considérées comme un composant régulier du régime alimentaire des phoques (Benoît et Bowen 1990). Les variations interannuelles de la répartition des phoques gris entre juillet et octobre ont récemment été estimées par Swain et al. (2015). Au fil du temps, la présence du phoque gris s'est particulièrement intensifiée dans la vallée de Shediac, aux extrémités est et ouest du détroit de Northumberland, et entre les Îles de la Madeleine et l'Île-du-Prince-Édouard, des régions qui étaient historiquement des zones importantes pour la répartition de la raie tachetée en été. La répartition estivale de l'espèce est maintenant concentrée sur une petite région où le risque de prédation semble être faible. Les variations dans la répartition qui sont associées au risque de prédation semblent également sous-tendre des changements à long terme dans les répartitions de la morue franche, de la

merluche blanche et de la raie épineuse adultes dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Swain et al. 2015).

Objectifs de rétablissement

Objectifs d'abondance et de répartition des candidats pour le rétablissement

Les objectifs de rétablissement possibles concernant la survie, la structure par taille, la répartition et l'abondance de la raie tachetée sont proposés.

Objectif en matière de survie

L'objectif en matière de survie est défini comme étant le taux de croissance intrinsèque de la population (r) selon un modèle de production excédentaire ou un équivalent en termes de mortalité naturelle des adultes d'après un modèle selon l'âge. Si l'on se fonde sur les caractéristiques du cycle biologique, y compris un modèle de la croissance, la relation entre la longueur et le poids, le taux de recrutement, la maturité selon l'âge et la mortalité naturelle, la valeur de r qui permettrait la croissance de la population et la réduction du risque de disparition affiche une valeur médiane de 0,053. À cette valeur de r , la probabilité de disparition (biomasse < 50 t) d'ici 2039 est de 4 % par rapport à une probabilité de 93 % dans les conditions actuelles, avec un taux intrinsèque de croissance négatif (- 0,16).

Pour ce qui est de la M , la population devrait augmenter, et le risque de disparition d'ici 25 ans deviendrait faible (2 %) si la valeur actuelle de M (0,85; 57 % de mortalité annuelle) diminuait de 80 % pour s'établir à une valeur de 0,17 (16 % de mortalité annuelle).

Objectif en matière de structure par taille

La mortalité naturelle élevée a entraîné une contraction de la structure par taille chez les raies tachetées adultes. Dans les années 1970 et au début des années 1980, on a enregistré des prises abondantes de raies tachetées adultes (longueur totale ≥ 42 cm), les poissons affichant une longueur totale supérieure à 50 cm observés durant le relevé par navire de recherche représentant entre 43 et 90 % des adultes capturés (figure 12). Depuis 2006, le nombre de raies tachetées ayant une longueur totale de plus de 50 cm capturées durant le relevé annuel par navire de recherche a varié entre 0 et 5 individus. Le rétablissement de cette population de raies tachetées nécessiterait le retour à la structure de taille de ce poisson qui était observée dans les prises effectuées lors du relevé par navire de recherche durant la période où l'abondance était plus élevée, dans les années 1970 et 1980. Les objectifs en matière de structure par taille ne pourront pas être atteints tant que la mortalité naturelle des raies tachetées adultes ne sera pas réduite de façon importante.

Objectif en matière de répartition

Durant les années 1970 et 1980, les raies tachetées adultes se répartissaient sur de vastes zones dans les eaux côtières peu profondes (< 50 m) du sud du golfe du Saint-Laurent (figure 9). Une répartition estivale de la raie tachetée dans les eaux côtières du sud du golfe du Saint-Laurent, correspondant à la répartition de l'espèce au cours des années 1980 et au début des années 1990, est proposée en tant qu'objectif de répartition pour le rétablissement de l'espèce. L'indice D95 (habitat occupé par 95 % des prises) pour cette période s'établit en moyenne à 6 500 km². L'objectif en matière de répartition ne sera probablement pas atteint tant que la mortalité naturelle ne sera pas réduite de façon importante, que l'abondance n'augmentera pas et que les facteurs contribuant à la contraction de l'aire de répartition de l'espèce (probablement le risque de prédation par le phoque gris) ne seront pas atténués.

Objectif en matière d'abondance

L'abondance ne devrait pas augmenter par rapport aux faibles niveaux actuellement enregistrés tant que la mortalité naturelle des raies tachetées adultes ne sera pas réduite de façon importante.

Un objectif de rétablissement candidat correspondant à 40 % de la biomasse produisant un rendement maximal soutenu (B_{RMS}) est proposé en tant qu'objectif d'abondance. Cet objectif est conforme au cadre de l'approche de précaution pour un point de référence limite (PRL) qui délimite la zone critique à partir de la zone de prudence; la zone critique est un état dans lequel on considère que la productivité de la population souffrira de dommages importants (MPO 2009). On s'attend à ce qu'une population dépassant cet objectif en matière d'abondance présente un risque réduit de disparition.

On a utilisé un modèle de production excédentaire pour estimer B_{RMS} , la biomasse produisant un rendement maximal soutenu (RMS). La valeur de B_{RMS} est de 0,6481 fois la valeur de la biomasse des adultes estimée pour 1971 selon le modèle de production excédentaire. En utilisant cette proportion et en réalisant un ajustement par rapport au modèle selon l'âge, l'objectif du rétablissement en terme de biomasse des adultes est estimé à 7 158 t (figure 20). La probabilité que la biomasse annuelle des adultes se situe en deçà de l'objectif de rétablissement était proche de 0 % durant les années 1970, puis a augmenté pour s'établir à 100 % en 1995 (figure 20). Durant les cinq dernières années, la biomasse des adultes a décliné de 8 à 3 % de l'objectif de rétablissement.

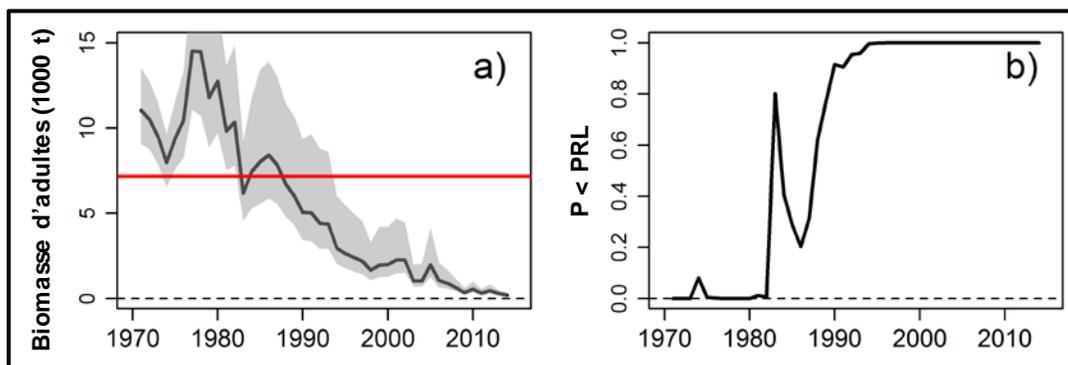


Figure 20. Biomasse des adultes (t; graphique de gauche a) d'après le modèle selon l'âge et probabilité que la biomasse se situe en deçà de l'objectif du rétablissement en terme d'abondance de 7 158 t (PRL; graphique de droite b). Dans le graphique a, la ligne noire représente l'estimation médiane de la biomasse des adultes, la zone ombragée l'intervalle de confiance de 95 % et la ligne rouge horizontale l'objectif de rétablissement (PRL).

Trajectoires attendues de la population

En utilisant le modèle structuré par âge, on a réalisé des projections de la population sur 50 ans en présumant que les conditions de productivité actuelles se maintiendront et en utilisant différents niveaux de mortalité naturelle plus basse des adultes. Dans les projections initiales, on présumait que les prélèvements par la pêche seraient nuls. Dans les conditions actuelles, on s'attend à ce que la population continue de décliner rapidement (figure 21a). Il existe une probabilité de 95 % que la population se situe en dessous de 50 t d'ici 2030, en dessous de 10 t d'ici 2042 et en dessous de 2 t d'ici 2054 (figure 22a). Il est presque certain que cette population disparaîtra d'ici le milieu du siècle si le niveau actuel de mortalité naturelle des adultes se maintient, même en l'absence de prélèvements par la pêche. Cela en présumant qu'il n'y aura

pas de changement de la mortalité naturelle des juvéniles ou des taux de recrutement moyens. Ces deux composantes de la productivité n'affichent aucune tendance temporelle selon ce modèle.

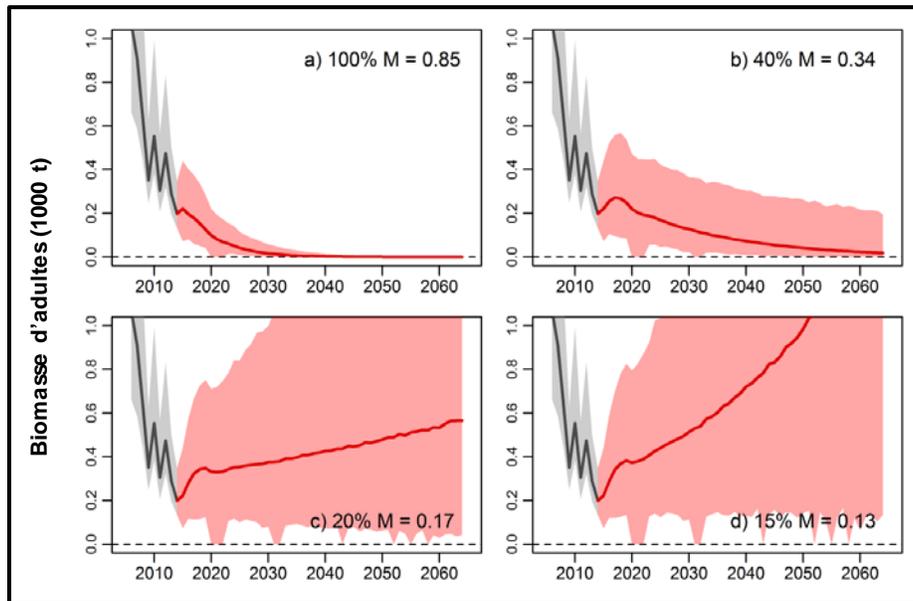


Figure 21. Projection sur 50 ans de la biomasse des raies tachetées adultes dans l'UD du golfe du Saint-Laurent d'après le modèle selon l'âge en supposant que les conditions de productivité demeurent au niveau actuel (a) ou augmentent à des niveaux plus élevés (b à d). Les variations de la productivité reflètent les variations dans la mortalité naturelle des adultes (M). Les lignes indiquent les estimations médianes, et les zones ombragées les intervalles de confiance de 95 %. La ligne noire indique les années d'observation, tandis que la ligne rouge indique les années de projection.

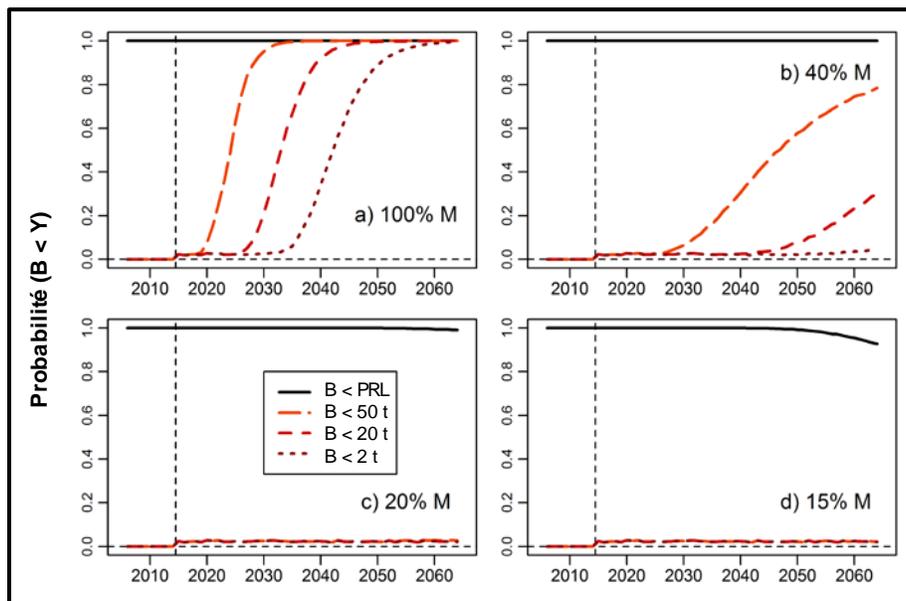


Figure 22. Probabilité que la biomasse des raies tachetées adultes dans l'UD du golfe du Saint-Laurent chute en dessous de différents niveaux ($Y = PRL, 50 t, 10 t$ ou $2 t$) durant les années de projection d'après le modèle structuré par âge et selon différents scénarios de M .

Disponibilité d'habitats convenables à l'heure actuelle et lorsque l'espèce atteindra les objectifs de rétablissement potentiels

Si l'on se fonde sur la répartition historique de l'espèce, des profondeurs supérieures à 50 m ne semblent pas correspondre à un habitat convenable pour les raies tachetées du sud du golfe du Saint-Laurent en été. Cependant, ces poissons ont déjà été répartis sur de vastes zones d'eaux côtières peu profondes du sud du golfe du Saint-Laurent en été. L'aire de répartition estivale de l'espèce est désormais limitée à la partie ouest du détroit de Northumberland. Les facteurs environnementaux physiques comme la température et la salinité ne semblent pas jouer de rôle. Si l'on se fonde sur la répartition historique de la raie tachetée, on peut établir que les environnements physiques convenables sont très répandus sur l'ensemble des eaux peu profondes de la zone côtière du sud du golfe du Saint-Laurent. Les caractéristiques physiques de ces habitats (température, salinité) sont encore disponibles pour la raie tachetée, et il n'y a pas de changement apparent dans l'étendue spatiale de cet habitat convenable. Cependant, la plus grande partie de cet habitat ne semble plus être disponible pour la raie tachetée en été, en raison d'un risque élevé de prédation par le phoque gris. Il est peu probable que la raie tachetée revienne dans les zones côtières plus vastes tant que le risque de prédation dans ces secteurs ne sera pas réduit de façon importante.

Probabilité d'atteindre les objectifs de rétablissement potentiels avec différents paramètres de la mortalité et de la productivité

Des projections ont été effectuées à des niveaux réduits de M , en utilisant les mêmes méthodes et le modèle décrits ci-devant.

Si la mortalité naturelle des adultes est réduite de 60 % par rapport à son niveau actuel (c.-à-d. $M = 0,34$), on s'attend à ce que la population continue de décliner à un rythme lent (figure 21b). À la fin de la projection sur 50 ans, il y a 78 % de chances que la biomasse des adultes soit inférieure à 50 t, 30 % de chances qu'elle s'établisse en dessous de 10 t, et 5 % de chances qu'elle s'établisse en dessous de 2 t (figure 22). Ainsi, même en l'absence de prélèvements par la pêche, on s'attend à ce que la population décline jusqu'à sa disparition; cela prendra juste un peu plus de temps.

Si la mortalité naturelle des adultes est réduite de 80 % par rapport à son niveau actuel, la biomasse des adultes devrait augmenter lentement (figure 21c). L'estimation médiane de la biomasse à la fin de la projection sur 50 ans est de 565 t, soit environ trois fois l'estimation de 2014, mais représentant une proportion de seulement 5 % du niveau enregistré en 1971. On estime que la probabilité que la biomasse atteigne le PRL dans 50 ans est de 1 % (figure 22c). Bien qu'on ne s'attende pas à ce que l'objectif de rétablissement proposé en matière d'abondance soit atteint durant cette période, le risque de disparition devrait être réduit à un très faible niveau (2 %).

Une réduction de la mortalité naturelle des adultes de 85 % par rapport à son niveau actuel devrait se traduire par une augmentation relativement rapide de la biomasse des adultes (figure 21d). La probabilité que la biomasse atteigne le PRL dans 50 ans est estimée à 7 %. L'estimation médiane de la biomasse des adultes dans 50 ans est d'environ huit fois le niveau atteint en 2014 et représente 14 % du niveau atteint en 1971. Le risque de disparition d'ici 50 ans devrait être faible (figure 22d).

Scénarios des mesures d'atténuation et des solutions de rechange

Inventaire des mesures d'atténuation envisageables et solutions de remplacement raisonnables pour les activités qui constituent des menaces pour l'espèce et son habitat

Pêches

Aucune pêche dirigée de la raie n'est pratiquée dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les raies, y compris la raie tachetée, sont capturées de façon accidentelle dans les pêches commerciales visant d'autres espèces.

La pêche hauturière par engin mobile à la plie canadienne et à la plie grise a produit des rejets estimés de raies tachetées de l'ordre de 10 à 20 % durant presque toutes les années, et la pêche à la morue a produit jusqu'à 40 % de rejets sur un certain nombre d'années antérieures à 2003 (figure 23). On estime que la plupart des raies tachetées rejetées proviennent de la pêche côtière au poisson plat par engin mobile; cette pêche produisait généralement aux alentours de 50 % des rejets durant les années 1990, avec une hausse à plus de 80 % dans les années 2010. Les pêches par engin fixe autres que celles ciblant la morue produisaient en moyenne près de 8 % des rejets estimés de raies tachetées durant la période allant de 1991 à 2000, et une proportion plus faible depuis lors.

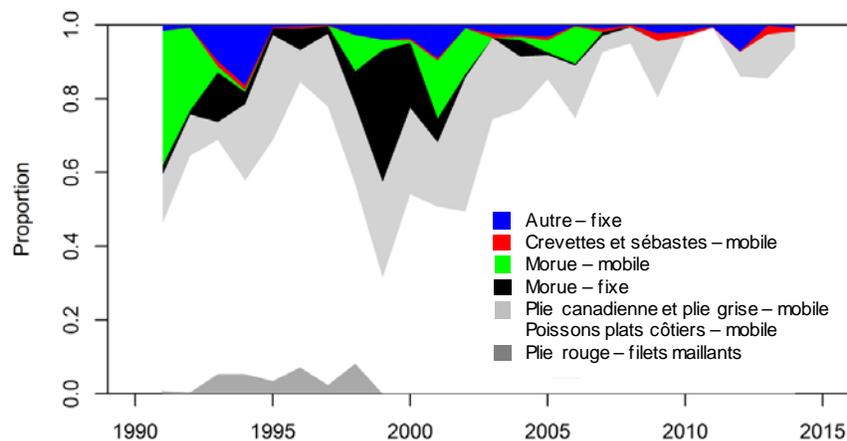


Figure 23. Estimations annuelles de la contribution des différentes pêches commerciales au poisson de fond et à la crevette aux rejets de raies tachetées dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les pêches côtières au poisson plat par engin mobile sont celles qui ciblent la plie rouge et la limande à queue jaune.

La rétention de raies, quelle que soit l'espèce, est interdite dans la division 4T de l'OPANO depuis 2013.

Voici quelques mesures supplémentaires possibles pour réduire les pertes de raies tachetées liées aux pêches au pétoncle, au poisson de fond et à la crevette et leur efficacité attendue :

- Maintenir l'interdiction de la rétention des espèces de raies (épineuses, à queue de velours, tachetées) dans toutes les pêches commerciales pratiquées dans le sud du golfe du Saint-Laurent.
- Établir des règlements ou des conditions de permis qui font en sorte de donner la priorité au tri et au rejet rapides des raies capturées lorsque ces opérations sont effectuées, car il y a dans ce cas une très forte probabilité de taux de survie postérieur au rejet des poissons.

- Réduire l'effort de pêche des pêches commerciales pratiquées dans les zones et au moment où le risque d'interception de raies tachetées est le plus élevé.

Voici d'autres mesures possibles associées à une meilleure information sur les prises de raies tachetées et une meilleure surveillance de celles-ci :

- Couverture plus étendue des observateurs en mer des pêches commerciales dans le sud du golfe de Saint-Laurent. À l'heure actuelle, il n'y a pas d'observateur de la pêche au pétoncle.

Inventaire des activités susceptibles d'améliorer les paramètres de productivité ou de survie

L'absence de rétablissement et le déclin continu de la raie tachetée du sud du golfe de Saint-Laurent est due à une mortalité naturelle excessivement élevée chez les raies adultes. Si cette mortalité naturelle élevée se maintient, toutes les mesures supplémentaires visant à réduire encore davantage une mortalité par pêche d'ores et déjà faible seront inefficaces en ce qui concerne la promotion du rétablissement et la réduction du risque élevé de disparition. Des niveaux élevés de mortalité naturelle chez les adultes sont très répandus chez les poissons démersaux de grande taille dans le sud du golfe de Saint-Laurent (Swain et Benoît 2015) et l'on estime qu'ils sont causés par l'abondance élevée et croissante du phoque gris, un important prédateur de ces poissons. Si tel est le cas, des activités visant à réduire l'abondance des phoques gris en quête de nourriture dans le sud du golfe de Saint-Laurent pourraient se traduire par un meilleur taux de survie de la raie tachetée.

Faisabilité de la restauration de l'habitat selon des valeurs plus élevées

On ne considère pas que des caractéristiques physiques de l'habitat se sont dégradées, constituent des facteurs limitants pour la raie tachetée ou contribuent au risque élevé de disparition de l'espèce. D'un autre côté, l'accès à une grande partie de cet habitat semble être limité par le risque très élevé de prédation par les phoques gris qui existe maintenant dans les eaux côtières en été (Swain et al. 2015a). Historiquement la majorité des raies tachetées adultes fréquentaient ces zones côtières en été, mais il est peu probable qu'elles recommencent à utiliser ces zones tant que le risque de prédation ne sera pas réduit.

Réduction du taux de mortalité prévu pour chacune des mesures d'atténuation ou activité de remplacement et augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure

Une réduction de la mortalité naturelle des adultes à environ 20 % de sa valeur élevée actuelle (c.-à-d. de 0,85 à 0,17) serait requise si l'on veut prévenir la disparition de l'espèce (figure 22). En se fondant sur les besoins en énergie du phoque gris et sur le chevauchement spatial entre son aire de répartition et celle de la raie tachetée dans le sud du golfe de Saint-Laurent, Benoît et al. (2011b) ont estimé que la prédation par les phoques pourrait expliquer toute la mortalité naturelle des raies tachetées adultes, même si celles-ci ne représentent que 0,6 % du régime alimentaire des phoques dont l'aire de répartition chevauche celle de l'espèce, et pas plus de 0,2 % du régime alimentaire moyen des phoques gris.

Trajectoire attendue de la population (et incertitudes) et temps nécessaire pour atteindre les objectifs de rétablissement si l'on présume des taux de mortalité réduits et une productivité accrue

Si la mortalité naturelle des adultes était réduite de 80 %, passant de 0,85 à 0,17, on pourrait s'attendre à ce que la population augmente lentement, avec seulement 1 % de chance d'atteindre le PRL dans les 50 ans. Une réduction de 85 % de la mortalité naturelle des adultes

qui s'établirait à 0,13 devrait se traduire par une augmentation plus rapide de la population, avec 7 % de chances d'atteindre le PRL dans les 50 ans. Ces projections présument que d'autres composantes de la productivité (p. ex., le taux de recrutement, le taux de croissance des individus, la mortalité naturelle des juvéniles) demeurent à leurs niveaux actuels. (Voir la section portant sur les trajectoires attendues de la population.)

Valeurs des paramètres pour les modèles de population aux fins d'autres analyses de scénarios

Les modèles permettant d'évaluer les trajectoires de la population de raies tachetées du sud du golfe de Saint-Laurent ont été décrits, examinés et acceptés comme modèles appropriés pour évaluer les scénarios de gestion associés au rétablissement et à la survie (voir la section portant sur les trajectoires attendues de la population).

Évaluation des dommages admissibles

Les raies tachetées sont interceptées et rejetées dans un certain nombre de pêches commerciales pratiquées dans le sud du golfe de Saint-Laurent. Les pertes de raies tachetées dans la pêche au pétoncle ont été estimées par le passé comme se situant dans une fourchette de 5 à 15 t, des valeurs beaucoup moins importantes que les pertes associées aux pêches au poisson de fond et à la crevette combinées (200 t par année durant le début des années 1970) (figure 24). Durant la période s'échelonnant entre 2005 et 2014, les pertes associées à la pêche au pétoncle estimées atteignaient en moyenne 0,11 t (fourchette annuelle de 0,08 à 0,17 t). Durant la même période, les pertes totales de raies tachetées liées aux pêches commerciales au poisson de fond et à la crevette se situaient en moyenne à 0,8 tonnes (fourchette annuelle de 0,04 à 3,51 tonnes) (figure 24; tableau 2). La plupart des pertes de raies tachetées liées aux pêches au poisson de fond ont été enregistrées à l'origine dans la pêche côtière au poisson plat par engin mobile pratiquée durant les années 1990, augmentant à plus de 80 % des pertes durant les années 2010, avec des pertes moyennes annuelles estimées de 0,13 t sur la période s'échelonnant entre 2005 et 2014 (tableau 2).

Les pertes de raies tachetées liées aux pêches récréatives et aux pêches autochtones au poisson de fond dans le sud du golfe de Saint-Laurent sont inconnues, mais l'on présume qu'elles sont proches de zéro (tableau 2).

Quatre relevés scientifiques menés dans le sud du golfe de Saint-Laurent ont permis de capturer des raies tachetées (tableau 2). Le relevé plurispécifique par navire de recherche effectué en septembre a permis de capturer entre 1 et 27 raies tachetées durant la période s'échelonnant entre 2005 et 2014 (tableau 2). Le relevé de recherche mené dans le détroit de Northumberland est celui qui a permis de capturer le plus gros contingent de raies tachetées parmi tous les relevés scientifiques, soit un nombre variant de 14 à 292 individus depuis son début sur la période allant de 2000 à 2015 (tableau 2). Le relevé des crabes des neiges a été effectué entre juillet et octobre à des profondeurs et dans des zones situées à l'extérieur de l'aire de répartition normale de la raie tachetée et durant des années où les espèces capturées ont été identifiées; les prises totales de raies tachetées ont été dénombrées chaque année, atteignant une valeur annuelle de 2 à 28 raies (de 2012 à 2015) (tableau 2). Au cours du relevé ciblant les pétoncles, on a échantillonné chaque année une zone de pêche au pétoncle différente dans le sud du golfe de Saint-Laurent durant la période allant de 2012 à 2015. Pour ces années, les prises totales annuelles de raies tachetées se sont situées entre 0 et 7 poissons.

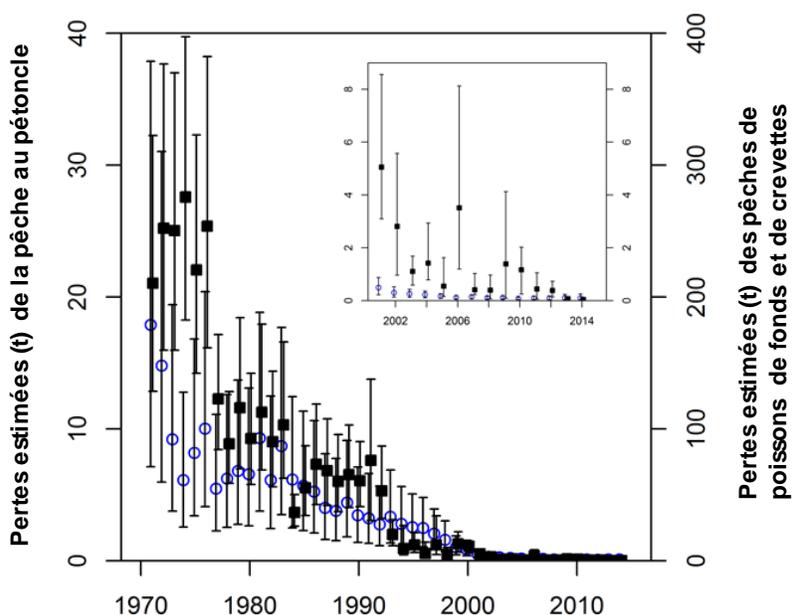


Figure 24. Pertes estimées de raies tachetées (t; moyenne avec intervalle de confiance de 95 % et barres d'erreur) liées aux pêches au poisson de fond et à la crevette (carrés noirs) et à la pêche au pétoncle (cercles ouverts) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1971 à 2014. La figure en encart illustre la période temporelle allant de 2001 à 2014. Remarquer la différence d'échelle pour les pertes liées à la pêche au pétoncle (0 à 40 t) et la pêche au poisson de fond (0 à 400 t) sur le graphique illustrant la série chronologique complète.

Tableau 2. Prises estimées (t, médiane annuelle) et pertes estimées (t; mortalité postérieure au rejet) des raies tachetées liées aux pêches commerciales, récréatives et autochtones et aux activités de pêche à des fins scientifiques dans la division 4T de l'OPANO entre 2005 et 2014. La pêche côtière au poisson plat comprenait la limande à queue jaune et la plie rouge. En ce qui concerne les activités scientifiques, les valeurs consignées sont exprimées en nombre de raies tachetées plutôt qu'en poids. Le tableau exclut les prises conservées qui ont été débarquées, car les débarquements de raies ne sont plus autorisés dans le sud du golfe de Saint-Laurent.

Type de pêche	Espèce principale	Moyenne des prises annuelles estimées (t) (fourchette) ³	Moyenne des pertes estimées (t; mortalité postérieure aux rejets (fourchette) ³
Engins fixes	Plie rouge	0	0
	Autre	0,07 (< 0,01 – 0,17)	0,01 (< 0,01 – 0,02)
Engin mobile	Poissons plats côtiers	3,79 (0,53 – 13,04)	0,13 (0,01 – 0,69)
	Plie canadienne et limande à queue jaune	0,40 (< 0,01 – 2,50)	0,08 (< 0,01 – 0,43)
	Autre	0,21 (< 0,01 – 1,80)	0,04 (< 0,01 – 0,34)
Engin mobile	Pétoncle	1,1 (0,8 – 1,7)	0,1 (< 0,1 – 0,2)
Pêche récréative	Poissons de fond	Inconnu	Présumé 0
Pêches autochtones	Poissons de fond	Inconnu	Présumé 0
Relevés scientifiques	Plurispécifique par navire de recherche (Western IIA)	< 0,01 (< 0,01 – 0,02) 15,5 (1 – 27) ¹	< 0,01 (< 0,01 – 0,02) 15,5 (1 – 27) ¹

Type de pêche	Espèce principale	Moyenne des prises annuelles estimées (t) (fourchette) ³	Moyenne des pertes estimées (t; mortalité postérieure aux rejets) (fourchette) ³
	Plurispécifique Détroit de Northumberland (bourrelet de diabolos) ²	0,07 (0,01 – 0,18) 126,6 (14 – 292) ¹	0,07 (0,01 – 0,18) 126,6 (14 – 292) ¹
	Crabe des neiges (chalut Nephrops) ⁴	11 (2 – 28) ¹	11 (2 – 28) ¹
	Pétoncle (dragage) ⁴	3 (0 – 7) ¹	3 (0 – 7) ¹

¹ Exprimé en nombre de raies tachetées

² Pour le relevé effectué dans le détroit de Northumberland, les années 2010 et 2011 (lorsqu'un chalut Nephrops a été utilisé) sont exclues.

³ Il s'agit de la fourchette des estimations annuelles.

⁴ Pour les années de 2012 à 2015.

Le taux instantané de mortalité par pêche (F) des juvéniles (une moyenne pondérée des poissons d'âge 2 à 4) a été estimé comme étant en moyenne 0,006 % au cours des cinq dernières années. Le taux de mortalité par pêche estimé des adultes a été estimé à 0,1 % depuis 2011 (figure 19).

Le faible niveau de mortalité par pêche a une incidence négligeable sur la trajectoire de la population (figure 25). Si l'on se fonde sur les projections, la mortalité par pêche aux niveaux observés depuis 2001, et encore plus depuis 2011, a des répercussions négligeables sur la trajectoire de la population, la probabilité du rétablissement et le risque de disparition. Dans tous les cas, la probabilité de disparition (biomasse < 50 t) est presque de 100 % d'ici 2035 (figure 25). Il s'agit d'une conséquence du niveau extrêmement élevé de mortalité naturelle actuellement enregistré par cette population. Ces projections sont des scénarios d'efforts constants, et non des scénarios de prises constantes. Comme l'abondance des raies tachetées a diminué dans les projections, ces niveaux de la valeur F ont entraîné des pertes annuelles liées aux pêches de plus en plus faibles.

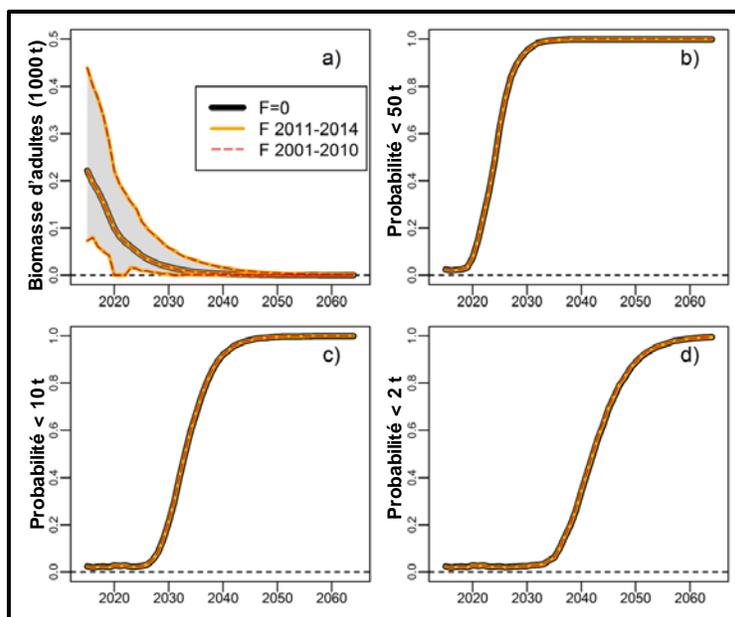


Figure 25. Biomasse des adultes projetée (graphique a, ligne supérieure sur la gauche) et probabilité à laquelle la biomasse annuelle est inférieure à 50 t (graphique b, en haut à droite), à 10 t (graphique c, en bas à gauche) et à 2 t (graphique d, en bas à droite) pour des taux de pêche de $F = 0$, à des taux moyens de mortalité par pêche sur la période allant de 2001 à 2010 (0,0001 pour les juvéniles, 0,003 pour les adultes), et à des taux moyens de mortalité par pêche sur la période allant de 2011 à 2014 (0,00004 pour les juvéniles et 0,001 pour les adultes). Les projections reposent sur un modèle d'état de santé et d'espace reposant sur l'âge, les taux de productivité en l'absence de pêche (M , poids moyen) étant estimés dans les conditions actuelles. La valeur médiane et les 5^e et 97,5^e centiles de l'abondance prévue sont indiqués par la ligne noire épaisse et la zone ombragée grise pour $F = 0$, et par les lignes colorées pour les valeurs de F plus élevées.

Sources d'incertitude

Les estimations des prélèvements de raies tachetées dans les pêches sont hautement incertaines, notamment pour les années antérieures à 1991. Presque toutes les raies tachetées capturées dans le sud du golfe du Saint-Laurent sont rejetées en mer. Nous ne disposons de données d'estimation des prises recueillies par des observateurs en mer suffisantes que depuis 1991. Même depuis lors, la composition en espèces des prises de raies est souvent inconnue ou non fiable et doit encore être estimée; en outre, nous devons formuler un certain nombre d'hypothèses pour passer des captures effectuées lors des tours d'observation aux captures totales liées aux pêches. Nous avons besoin d'estimations des taux de mortalité postérieurs aux rejets si nous voulons estimer les prélèvements dans les pêches à partir des estimations des prises rejetées. Ces taux de mortalité sont tributaires de divers facteurs, techniques (p. ex., engin de pêche, manipulation), environnementaux (p. ex., gradients de température durant une capture) et biologiques (p. ex., taille). Bien qu'il soit possible de tenir compte de ces effets dans une certaine mesure, cela devient plus difficile au cours des premières années, lorsque les données sur ces covariantes des taux de mortalité deviennent plus incertaines. Nous devons formuler des hypothèses supplémentaires si nous voulons obtenir des estimations des prises durant les années antérieures à 1991, durant lesquelles il y a eu peu ou pas de couverture par les observateurs. Les méthodes d'estimation utilisées dans l'évaluation du potentiel de rétablissement intègrent et amplifient ces incertitudes, mais il est possible que le degré d'incertitude ait été sous-estimé et que des biais aient été introduits du fait des hypothèses

nécessaires à l'estimation. Les incertitudes et les biais sont vraisemblablement plus importants pour les estimations concernant les années 1970 et 1980.

La composition des tailles liée aux prélèvements par la pêche est également hautement incertaine. Sauf pour ce qui est de la pêche au pétoncle, on ne dispose pas de données sur la composition des tailles des raies tachetées capturées dans le sud du golfe du Saint-Laurent. On a estimé la composition des tailles à l'aide de données recueillies par des observateurs sur la répartition des longueurs des prises de raies épineuses et de données sur la répartition des longueurs au sein de la population de raies épineuses disponible pour la pêche dérivées du relevé par navire de recherche.

Tandis que le niveau des prélèvements par la pêche de raies tachetées et la composition des longueurs sont hautement incertains, il est néanmoins clair que l'on a assisté à un déclin prononcé du taux d'exploitation de la raie tachetée au cours de la période allant de 1971 à 2014. Ce phénomène est cohérent compte tenu de l'important déclin dans l'effort de pêche dans le sud du golfe du Saint-Laurent durant cette période.

Si l'on se fonde sur l'indice de relevé par navire de recherche, l'abondance des adultes était élevée dans les années 1970, tandis que l'abondance des juvéniles était très faible. La cause de cette faible abondance des juvéniles à un moment où l'abondance des adultes était élevée est mal comprise. Il est possible que les prises de raies tachetées juvéniles soient beaucoup plus importantes au cours des années 1970 que les prises estimées dans le présent document.

Des indices de l'abondance relative des raies tachetées sont disponibles d'après le relevé par navire de recherche de septembre mené depuis 1971 dans le sud du golfe du Saint-Laurent et le relevé mené dans le détroit de Northumberland depuis 2000. On ne décèle maintenant que rarement des raies tachetées dans le relevé par navire de recherche, mais des prises de cette espèce (en nombre considérablement réduit) sont encore enregistrées dans le relevé du détroit de Northumberland. Cela donne à penser que la proportion de la population de raies tachetées qui est disponible pour le relevé par navire de recherche a diminué au fur et à mesure que l'abondance de la population déclinait, ce qui est conforme aux prévisions des théories sur la sélection de l'habitat dépendant de la densité. En conséquence, un indice combinant le relevé par navire de recherche et celui mené dans le détroit de Northumberland a été construit de sorte que l'on puisse obtenir un indice de l'abondance relative non biaisé. Cela nécessite l'hypothèse suivante, à savoir que les paramètres de la sélection de l'habitat dépendant de la densité estimés pour la période allant de 2000 à 2014 peuvent être appliqués à des périodes antérieures. Néanmoins, les conclusions semblent être robustes et ne pas enfreindre cette hypothèse. Les taux de déclin et les résultats du modèle de la population étaient semblables pour l'indice du relevé par navire de recherche et pour l'indice combiné.

Le modèle de la population permet de produire des estimations de l'abondance « absolue ». Normalement, le niveau des prises par la pêche a une forte incidence sur l'estimation de l'échelle de l'abondance absolue selon les modèles d'évaluation des stocks. Dans ce cas, les prélèvements par la pêche sont estimés comme étant très faibles pour toute la série chronologique et permettent d'obtenir une information limitée sur l'échelle de l'abondance de la population.

La principale cause du déclin, de l'absence de rétablissement et du risque de disparition élevé de l'espèce dans le sud du golfe du Saint-Laurent est la mortalité naturelle élevée des adultes. Si l'on se fonde sur les éléments probants disponibles, la prédation par le phoque gris semble être une cause importante de cette mortalité élevée. Cependant, la plus grande partie de ces éléments probants sont indirects. Il est nécessaire de recueillir des éléments probants plus directs des interactions entre la raie tachetée et le phoque gris si l'on veut mieux comprendre

les impacts des variations de l'abondance du phoque gris sur l'abondance et la productivité de la raie tachetée. Compte tenu de la très faible abondance de la raie tachetée et de la difficulté qu'il y a à la mesurer dans le régime alimentaire du phoque gris (p. ex., en raison de leur manque de parties osseuses), il sera difficile d'obtenir ces données supplémentaires.

SOURCES DES RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion qui s'est déroulée du 19 au 21 janvier 2016 et qui portait sur l'évaluation du potentiel de rétablissement : la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*), population du golfe du Saint-Laurent et population de l'est du plateau néo-écossais et de Terre-Neuve. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques du secteur des Sciences de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

- Benoît, H.P. 2006a. Estimated discards of winter skate (*Leucoraja ocellata*) in the southern Gulf of St. Lawrence, 1971-2004. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2006/002.
- Benoît, H.P. 2006b. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: results of the 2004-2005 comparative fishing experiments and other recommendations for the analysis of the survey data. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2006/008: 127 p.
- Benoît, H.P. 2013a. Twenty years of annual landed and discarded catches of three southern Gulf of St. Lawrence skate species estimated under multiple sources of uncertainty. ICES J. Mar. Sci. 70: 554-563.
- Benoît, H.P. 2013b. An empirical model of seasonal depth-dependent fish assemblage structure to predict the species composition of mixed catches. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 220-232.
- Benoit, D., et Bowen, W.D. 1990. Seasonal and geographic variation in the diet of grey seals (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 222, 215-226.
- Benoît, H.P., et Swain, D.P. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: adjusting for changes in research vessel, gear and survey protocol. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 2505: iv + 95 p.
- Benoît, H.B., Swain, D.P., Niles, M., LeBlanc, S., et Davidson, L.-A. 2010a. Incidental catch amounts and potential post-release survival of winter skate (*Leucoraja ocellata*) captured in the scallop dredge fishery in the southern Gulf of St. Lawrence (2006-2008). DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2010/043. iv + 20 p.
- Benoît, H.P., Hurlbut, T., et Chassé, J. 2011b. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes in four fisheries using a semi-quantitative indicator of survival potential. Fish. Res. 106: 436-447.
- Benoît, H.P., Swain, D.P., et Hammill, M.O. 2011a. A risk analysis of the potential effects of selective and non-selective reductions in grey seal abundance on the population status of two species at risk of extirpation, white hake and winter skate in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2011/033. iv + 30 p.
- Benoît, H.P., Swain, D.P., Bowen, W.D., Breed, G. A., Hammill, M.O., et Harvey, V. 2011b. Evaluating the potential for grey seal predation to explain elevated natural mortality in three fish species in the southern Gulf of St. Lawrence? Mar. Ecol. Prog. Ser. 442:149-167.

- Benoît, H.P., Hurlbut, T., Chassé, J., et Jonsen, I.D. 2012. Estimating fishery-scale rates of discard mortality using conditional reasoning. *Fish. Res.* 125-126: 318-330.
- Benoît, H.P., Plante, S., Kroiz, M., et Hurlbut, T. 2013. A comparative analysis of marine fish species susceptibilities to discard mortality: effects of environmental factors, individual traits, and phylogeny. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 99-113.
- Clay, D. 1991. Seasonal distribution of demersal fish (Osteichthyes) and skates (Chondrichthyes) in the southeastern Gulf of St. Lawrence. pp. 241-259. In J.-C. Therriault (ed.). *The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary?* *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 113.
- COSEPAC 2005. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie tachetée \(*Leucoraja ocellata*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 47 p.
- COSEPAC. 2015. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie tachetée \(*Leucoraja ocellata*\), population du golfe du Saint-Laurent, population de l'est du plateau néo-écossais et de Terre-Neuve et population de l'ouest du plateau néo-écossais et du banc Georges au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xviii + 49 p.
- Darbyson, E., et Benoît, H.P. 2003. An atlas of the seasonal distribution of marine fish and invertebrates in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1113, iii + 294 p.
- Gauthier, J., et Nozères, C. 2016. Review of Winter Skate (*Leucoraja ocellata*) in the Northern Gulf of St. Lawrence in Support of a Recovery Potential Assessment. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/075. v + 22 p.
- LeBlanc, S., Benoît, H.P., et Hunt, H. 2015. Broad-scale abundance changes are more prevalent than acute fishing impacts in an experimental study of scallop dredging intensity. *Fish. Res.* 161: 8-20.
- MacCall, A.D. 1990. Dynamic geography of marine fish populations. University of Washington Press, Seattle. 153 p.
- MPO. 2005. Évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée du sud du golfe Saint-Laurent (division 4T de l'OPANO). MPO, Secr. can. consult. scient., Avis scient. 2005/063.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#).
- MPO. 2010. Taux estimatif de mortalité par prise accessoire de la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) dans la pêche du pétoncle dans le sud du golfe du Saint-Laurent (de 2006 à 2008). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2010/009.
- Swain, D.P., et Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish stocks in the southern Gulf of St. Lawrence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519: 165-182.
- Swain, D.P. et Benoît, H.P. 2017. Recovery potential assessment of the Gulf of St. Lawrence Designatable Unit of Winter Skate (*Leucoraja ocellata* Mitchill), January 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/119. xviii + 134 p.
- Swain, D.P., Simon, J.E., Harris, L.E., et Benoît, H.P. 2006a. Recovery potential assessment of 4T and 4VW winter skate (*Leucoraja ocellata*): biology, current status and threats. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/003.

- Swain, D.P., Jonsen, I.D., et Myers, R.A. 2006b. Recovery potential assessment of 4T and 4VW winter skate (*Leucoraja ocellata*): population models. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/004.
- Swain, D.P., Jonsen, I.D., Simon, J.E., et Myers, R.A. 2009. Assessing threats to species at risk using stage-structured state-space models: mortality trends in skate populations. Ecol. Appl. 19: 1347-1364.
- Swain, D.P., Jonsen, I.D., Simon, J.E., et Davies, T.D. 2013. Contrasting decadal trends in mortality between large and small individuals in skate populations in Atlantic Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 74-89.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., et Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. J. Anim. Ecol. 84: 1286-1298.

LE PRÉSENT RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Golfe
Pêches et Océans Canada
C. P. 5030, Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

Téléphone : 506-851-6253

Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

Adresse internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2017



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2017. Évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) : population du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. Sci., du MPO, Avis sci., 2016/059.

Also available in English:

DFO. 2017. Recovery Potential Assessment of Winter Skate (*Leucoraja ocellata*): Gulf of St. Lawrence population. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2016/059.