



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2021/076

Région du Québec

Les stocks de hareng Atlantique (*Clupea harengus*) sur la côte ouest de Terre-Neuve (Division 4R de l'OPANO) en 2019

Jean-Martin Chamberland, Caroline Lehoux, Kim Émond, Caroline Vanier, Frédéric Paquet, Claudie Lacroix-Lepage, Hugues P. Benoit, Elisabeth Van Beveren et Stéphane Plourde

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli, QC G5H 3Z4

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-41841-4 N° cat. Fs70-5/2021-076F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Chamberland, J.-M., Lehoux, C., Émond, K., Vanier, C., Paquet, F., Lacroix-Lepage, C., Benoît, H.P., Van Beveren, E. et Plourde, S. 2022. Les stocks de hareng Atlantique (*Clupea harengus*) sur la côte ouest de Terre-Neuve (Division 4R de l'OPANO) en 2019. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/076. v + 116 p.

Also available in English :

Chamberland, J.-M., Lehoux, C., Émond, K., Vanier, C., Paquet, F., Lacroix-Lepage, C., Benoît, H.P., Van Beveren, E., and Plourde, S. 2022. Atlantic herring (*Clupea harengus*) stocks of the west coast of Newfoundland (NAFO Division 4R) in 2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/076. v + 115 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODES.....	2
2.1. DÉBARQUEMENTS.....	2
2.2. ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL ET BIOLOGIQUE	3
2.3. CAPTURE PAR ÂGE	4
2.4. LONGUEUR À 50 % DE MATURITÉ.....	4
2.5. ÂGE À 50 % DE MATURITÉ ET MATURITÉ SELON L'ÂGE	5
2.6. POIDS SELON L'ÂGE.....	5
2.7. INDICE DU RELEVÉ ACOUSTIQUE	6
2.7.1. Plan du relevé	6
2.7.2. Acquisition et analyse de données acoustiques	6
2.7.3. Relevés de l'été et de l'automne 2019	7
2.7.4. Analyse de la courbe de capture.....	8
2.8. MODÈLES D'ÉVALUATION DES STOCKS	9
2.9. DÉTERMINANTS ENVIRONNEMENTAUX LIÉS À LA CONDITION	10
2.9.1. Indices de recrutement (R, Rstrength).....	11
2.9.2. Facteur de condition relative (Kn)	11
2.9.3. Variables environnementales	11
2.9.4. Modèles additifs généralisés	12
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	13
3.1. DÉBARQUEMENTS.....	13
3.2. ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL ET BIOLOGIQUE	14
3.3. RELEVÉS ACOUSTIQUES EN 2019.....	15
3.4. ANALYSE DE LA COURBE DE CAPTURE.....	16
3.5. ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DU REPRODUCTEUR DE PRINTEMPS	17
3.5.1. Prises selon l'âge	17
3.5.2. Longueur à 50 % de maturité	17
3.5.3. Âge à 50 % de maturité.....	17
3.5.4. Maturité selon l'âge	17
3.5.5. Poids selon l'âge	18
3.5.6. Indice de relevé acoustique	18
3.5.7. Modèles d'évaluation des stocks	18
3.6. ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DU REPRODUCTEUR D'AUTOMNE.....	20
3.6.1. Prises selon l'âge	20
3.6.2. Longueur à 50 % de maturité	20
3.6.3. Âge à 50 % de maturité.....	20
3.6.4. Maturité selon l'âge	20
3.6.5. Poids selon l'âge	21
3.6.6. Indice de relevé acoustique	21
3.6.7. Modèles d'évaluation des stocks	21
3.7. DÉTERMINANTS ENVIRONNEMENTAUX DE LA CONDITION	23

3.8. QUALITÉ DE L'ÉVALUATION	24
4. CONCLUSIONS ET AVIS	25
5. REMERCIEMENTS	26
RÉFÉRENCES CITÉES	26
TABLEAUX	31
FIGURES	49
ANNEXE A : RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES RELEVÉS ACOUSTIQUES INDÉPENDANTS DE LA PÊCHE DE 1991 À 2019	93
ANNEXE B : PARAMÈTRES ET ÉQUATIONS D'ANALYSE DE POPULATION VIRTUELLE.	102
ANNEXE C : MODÈLES DE LA VPA DES REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS ET D'AUTOMNE AVEC M CORRIGÉ PAR UNE ANALYSE DE SENSIBILITÉ.....	105

RÉSUMÉ

Ce document présente les données et les méthodes utilisées pour évaluer l'état des stocks de harengs reproducteurs de printemps et d'automne dans la division 4R de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). En fonction des données préliminaires, les captures de hareng ont totalisé 7 418 t en 2018 et 15 806 t en 2019, avec un total autorisé des captures annuelles de 20 000 t. La pêche a connu des difficultés en raison des conditions météorologiques, des changements dans la distribution du hareng et des mesures de gestion. La proportion de débarquements composés du stock reproducteur de printemps est passée de 1,5 % en 2014 à 24,5 % en 2019. Les captures de reproducteurs de printemps ont été dominées par la cohorte de 2013. Les reproducteurs d'automne de 11 ans et plus dominent les débarquements depuis 2014. La cohorte de 2008 a contribué à la pêche ces dernières années, mais elle a été moins importante pour celle-ci que la cohorte précédente de 2000. Les données de l'échantillonnage scientifique et de la pêche indiquent une présence de jeunes poissons supérieure à la moyenne ces dernières années. Ces deux stocks présentent une tendance générale à la baisse du poids moyen selon l'âge pour les poissons de 3 ans et plus depuis le début des années 1980, et une tendance à la baisse de la condition depuis le début des années 2000, associés à des changements dans l'abondance du zooplancton, la phénologie et la structure des communautés. La biomasse de harengs estimée à partir du relevé acoustique de l'automne 2019 était de 47 522 t et de 68 796 t pour les reproducteurs de printemps et d'automne, respectivement. Il existe des preuves de changements dans la capturabilité du relevé acoustique au cours des dernières années indiquant que ce dernier ne fournit pas toujours un indice d'abondance fiable. Une étude plus approfondie du modèle d'évaluation utilisé comme base de l'avis a confirmé les préoccupations existantes concernant la sensibilité du modèle à la capturabilité des relevés variant dans le temps et d'autres hypothèses sur les intrants (mortalité naturelle constante), ainsi que l'incapacité d'estimer le recrutement de manière fiable. Par conséquent, le modèle a été rejeté comme base de l'avis. Un examen du cadre d'évaluation du hareng de la division 4R est recommandé. Les données probantes disponibles jusqu'en 2019 (captures commerciales par âge, âge et longueur à la maturité, abondance de jeunes poissons, faible taux d'exploitation en 2019) révèlent que les taux de récolte actuels ne présentent pas de risque significatif pour les stocks de hareng dans la division 4R à court terme. Cette conclusion devrait être réexaminée après une révision du cadre d'évaluation.

1. INTRODUCTION

Le hareng atlantique (*Clupea harengus*) est un poisson pélagique qui vit dans les eaux froides de l'océan Atlantique. Au Canada, sa répartition s'étend des côtes de la Nouvelle-Écosse à celles du Labrador. Les harengs se déplacent en bancs serrés pour se nourrir, pour frayer près de la côte et pour hiverner dans des eaux plus profondes. Le hareng fréquente chaque année les mêmes zones de fraie, d'alimentation et d'hivernage. Dès la ponte, les œufs de hareng se fixent au fond en formant un tapis de quelques centimètres d'épaisseur. La durée d'incubation des œufs et la croissance des larves sont liées aux caractéristiques de l'environnement, notamment la température de l'eau. Le hareng atteint généralement la maturité sexuelle vers l'âge de 4 ans, à une longueur totale d'environ 25 cm, mais ces traits du cycle de vie varient dans le temps et entre les écosystèmes.

Dans de nombreux écosystèmes de l'Atlantique Nord-Ouest, les populations de harengs sont caractérisées par la présence de deux groupes ou stocks reproducteurs. Les reproducteurs de printemps frayent généralement en avril-mai, et les reproducteurs d'automne en août et septembre. Historiquement, les zones méridionales étaient dominées par les reproducteurs d'automne et les zones septentrionales par les reproducteurs de printemps, bien que cette tendance se soit modifiée dans le temps (Melvin *et al.* 2009). Les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne sont considérés comme des stocks distincts et, à ce titre, ils sont évalués séparément dans la division 4R de l'OPANO. Des études génétiques récentes ont confirmé la différenciation génétique entre ces deux groupes reproducteurs (Lamichhaney *et al.* 2017). Sur la côte ouest de Terre-Neuve (division 4R de l'OPANO; Figure 1), la pêche au hareng est gérée par un total autorisé des captures sans distinction entre les deux groupes reproducteurs.

Dans la division 4R de l'OPANO, les débarquements annuels moyens de hareng se situent autour de 16 000 tonnes métriques (t) depuis 1975. Le TAC actuel de 20 000 t a été établi à la suite d'avis scientifiques au début des années 2000 (MPO 2002, MPO 2003). Le partage du TAC entre les différentes flottilles peut se résumer comme suit : 55 % (11 000 t) pour les grands senneurs à senne bourse (≥ 20 m [65 pi]), 22 % (4 400 t) pour les petits senneurs à senne bourse (< 20 m [65 pi]) et 23 % (4600 t) pour les engins fixes (MPO 2017). Depuis 2018, une allocation annuelle de 50 t pour la pêche à l'appât a été prise dans l'allocation pour les engins fixes (MPO 2018a). La pêche par les grands senneurs est gérée selon un régime des quotas individuels transférable (QIT) et celle des petits senneurs par un régime de quotas individuels (QI). Le régime de pêche avec des engins fixes est concurrentiel avec des quotas distincts pour les zones de pêche du hareng 13 et 14 (Figure 2). En 2017, la taille minimale du hareng était de 26,5 cm (10,5 po, longueur à la fourche), et un maximum de 10 % de petits harengs (en nombre d'individus) par sortie de pêche était autorisé. En 2018 et 2019, la limite de taille minimale du hareng a diminué à 24,76 cm (9,75 po; longueur à la fourche) après une mise à jour de la longueur moyenne à maturité (MPO 2018b), et la tolérance pour les poissons de taille trop petite a été portée à 20 % (MPO 2017).

Une première série de relevés acoustiques a été réalisée entre 1991 et 2002 afin de déterminer une estimation de l'abondance du hareng. Une deuxième série de relevés a été lancée à l'automne 2009 et s'est poursuivie jusqu'en 2019. Les indices d'abondance sont calculés à partir de ces deux séries, et ces indices, ainsi que les données de la pêche commerciale, constituent la principale source d'information utilisée pour évaluer l'état des stocks.

Un examen par les pairs a été effectué du 18 au 20 novembre 2020 afin de fournir à la gestion régionale des pêches un avis sur l'état des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve, avis publié dans le rapport d'avis scientifique qui a suivi (MPO 2021). Le présent document

détaille les données et les analyses qui sous-tendent les avis scientifiques. Cela comprend l'évaluation de l'état des stocks de harengs à partir 1) des données de la pêche commerciale après les saisons 2018 et 2019 (répartition par zone unitaire, engin et mois); 2) des indicateurs biologiques actualisés résultant du programme d'échantillonnage commercial; 3) de la caractérisation biologique des captures du relevé de pêche au chalut de fond plurispécifique mené par navire de recherche du MPO; 4) des résultats des relevés acoustiques d'été et d'automne 2019; et 5) des résultats des modèles de l'analyse virtuelle de population (APV), en accordant une importance particulière aux diagrammes de diagnostic pour évaluer leur validité. Les analyses réalisées sur les effets de l'environnement sur les indices de productivité des stocks (recrutement et coefficient de condition relative) sont également présentées.

2. MÉTHODES

2.1. DÉBARQUEMENTS

Les données sur la pêche commerciale du hareng atlantique dans la division 4R de l'OPANO (côte ouest de Terre-Neuve, Figure 1) ont été extraites en septembre 2020 des fichiers ZIFF (« Zonal Interchange File Format ») produits par le bureau régional de la statistique de Pêches et Océans Canada (MPO) pour les années 1985 à 2019. Au moment de cette évaluation, les données de débarquement pour les saisons de pêche 2018 et 2019 étaient considérées comme préliminaires, car les débarquements étaient encore en cours de compilation ou de validation pour certaines pêches au hareng. Les débarquements pour la période de 1965 à 1984 ont été compilés à partir de différentes bases de données et rapports archivés (McQuinn 1987a, McQuinn et Lefebvre 1995, McQuinn *et al.* 1999).

Les données sur les débarquements ont été regroupées selon la zone unitaire de la division 4R de l'OPANO (Figure 1) et les engins de pêche. Les grands senneurs sont définis comme des senneurs ayant une longueur de bâtiment supérieure ou égale à 20 mètres (65 pieds), tandis que les petits senneurs ont une longueur de bâtiment inférieure à 20 mètres (65 pieds). Les types d'engins rarement utilisés ont été regroupés sous la rubrique « autres » et comprennent la senne-barrage et la senne de rivage, la ligne à main (appâtée), la palangre, le filet maillant dérivant, le casier non spécifié, le chalut de fond à panneau (arrière), le chalut mésopélagique (arrière), le chalut mésopélagique (de côté) et la turlutte.

Les données de débarquement par flottille de pêche (grands et petits senneurs coulissantes et engins fixes) ont été comparées aux allocations pour la période de 1985 à 2019. Des distributions de fréquences cumulées ont été utilisées pour décrire les tendances saisonnières des débarquements pour des années individuelles ou des blocs d'années pour la période de 1985 à 2019. Enfin, les répartitions spatiales annuelles des captures pour les trois types de senneurs (grands, petits et senne tuck) ont été cartographiées.

La pêche du hareng à l'appât a été exclue des évaluations précédentes des stocks, car aucune donnée antérieure à la mise en place des journaux de bord (2017) n'était disponible et la gestion des pêches estimait que cette activité ne contribuait qu'à une fraction mineure des prélèvements totaux. Pour les années 2017, 2018 et 2019, un total de 184 journaux de bord relatifs à la pêche du hareng à l'appât ont été collectés par la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO, dont 8 provenaient de la division 4R de l'OPANO, 81 de divisions inconnues et le reste d'autres divisions. Le nom du port d'attache a été utilisé pour inférer les divisions manquantes de l'OPANO, en supposant que les activités de pêche ont eu lieu dans celle correspondant au port d'attache.

2.2. ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL ET BIOLOGIQUE

Des échantillons biologiques ont été prélevés dans les principaux ports de débarquement dans le cadre du programme d'échantillonnage commercial du MPO. Pour un débarquement donné, 150 harengs ont été choisis au hasard et mesurés (longueur totale) à 0,5 cm près afin d'obtenir des informations sur la fréquence des longueurs. Ensuite, un autre échantillon de 55 poissons a été sélectionné au hasard et envoyé à l'Institut Maurice-Lamontagne (IML) pour la détermination de la composante reproductrice (printemps ou automne), de la longueur totale (± 1 mm), de la masse (± 1 g), du sexe, de la masse des gonades ($\pm 0,1$ g), du stade de développement des gonades et de l'âge par extraction et examen de la structure otolithique.

Une composante du stock reproducteur a été attribuée à chaque hareng selon la méthode établie par McQuinn (1987b, 1989). Les stades de maturité 1, 2, 6 et 7 ont été déterminés par examen visuel conformément au tableau de maturité des gonades de McQuinn (1987b). Les stades de maturité des gonades 3, 4, 5 et 8 ont été déterminés par une analyse discriminante utilisant un indice gonadosomatique. Le hareng immature (stades de maturité 1 et 2) a été assigné à une composante reproductrice selon l'examen visuel de leurs otolithes (Messieh 1972, Cleary *et al.* 1982). Les individus matures (stades de maturité 3 à 8) ont été affectés à une composante reproductrice selon le stade de maturité des gonades et le mois de capture (Cleary *et al.* 1982).

Le poids total (W_t) et le poids des gonades (W_g) des échantillons de poissons congelés (W_{frozen}) ont été convertis en poids d'échantillons frais (W_{fresh}) au moyen des équations suivantes :

$$W_{g\ fresh} = 1,253 \times W_{g\ frozen}^{0,977} \text{ (mâles)}$$

$$W_{t\ fresh} = 1,2258 \times W_{t\ frozen}^{0,96916} \text{ (mâles)}$$

$$W_{g\ fresh} = 1,365 \times W_{g\ frozen}^{0,916} \text{ (femelles)}$$

$$W_{t\ fresh} = 1,1626 \times W_{t\ frozen}^{0,97851} \text{ (femelles)}$$

Au besoin, la longueur à la fourche (L_f) a été convertie en longueur totale (L_t) comme suit :

$$L_t = (1,0866 \times L_f) + 9,5632$$

Enfin, la longueur totale d'échantillon congelé ($L_{T,frozen}$) a été convertie en longueur totale d'échantillon frais ($L_{T,fresh}$) comme suit :

$$L_{T,fresh} = 1,02 \times L_{T,frozen}$$

Seules les fréquences des longueurs de la pêche à la senne bourse ont été présentées, car cet engin représente la plus grande proportion de la capture totale. Les distributions de fréquences de taille ont été ajustées en fonction de la taille de l'échantillon et calculées pour les zones unitaires 4Ra, 4Rb, 4Rc et 4Rd.

En 2018 et 2019, des échantillons de hareng ont été recueillis dans le cadre du relevé plurispécifique annuel au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL) du MPO afin d'augmenter la taille de l'échantillon pour les estimations de la longueur et de l'âge à la maturité. En plus de la procédure habituelle de mesure de la longueur et du poids des harengs (Bourdages *et al.* 2020), pour tous les traits de chalut comportant un minimum de 10 harengs, un échantillon aléatoire d'un maximum de 55 poissons a été congelé et envoyé à l'IML pour la détermination des caractéristiques biologiques. Tous les poissons d'une longueur totale inférieure à 200 mm ont été ajoutés à l'échantillon.

2.3. CAPTURE PAR ÂGE

La capture par âge a été calculée à l'aide du logiciel CATCH 2_4_3, un programme APL élaboré à l'IML et mis à jour pour la dernière fois en 2014. Le programme est fondé sur des méthodes et des équations décrites dans McQuinn (1987b). En bref, les débarquements ont été classés par année, par mois, par zone unitaire de l'OPANO et par engin (ci-après appelées strates) afin d'être associés aux échantillons biologiques correspondants.

Lorsqu'il n'y avait aucun échantillon biologique pour une strate donnée, les débarquements ont été appariés avec le ou les échantillons jugés les plus représentatifs. La hiérarchie suivante a été utilisée pour attribuer des échantillons biologiques aux strates dont les échantillons étaient insuffisants :

1. Sur plusieurs mois à l'intérieur d'une zone unitaire et d'un trimestre (avril à juin, juillet à septembre et octobre à décembre).
2. Dans toutes les zones unitaires en un mois.
3. Sur plusieurs mois et dans toutes les zones unitaires à l'intérieur d'un trimestre.
4. Sur les mois et les trimestres dans la zone nord (4Ra) et la zone sud (4Rb, 4Rc, 4Rd).

Sur la base des échantillons biologiques attribués, la proportion de capture par strate, la composition par âge et le poids moyen par âge ont été calculés pour chaque composante reproductrice. La capture totale par strate pouvait donc être séparée par composante reproductrice, et transformée en capture par âge (en nombre) pour les composantes de printemps et d'automne (débarquements par composante x proportion par âge/poids par âge). La capture annuelle par âge par composante reproductrice de la division 4R a été obtenue en faisant la somme de toutes les strates. La proportion annuelle de reproducteurs de printemps dans la pêche a ensuite été calculée en divisant le nombre total de reproducteurs de printemps par le nombre total de reproducteurs de printemps et de reproducteurs d'automne dans les captures selon l'âge de l'année correspondante.

2.4. LONGUEUR À 50 % DE MATURITÉ

La longueur à 50 % de maturité (L50) est un indicateur biologique qui peut refléter les changements de maturation provoqués par la pêche (Lappalainen *et al.* 2016), les changements dans les conditions environnementales et les mécanismes densité-dépendants (Cardinale et Modin 1999; Meyer *et al.* 2003); elle peut également être utilisée pour établir des tailles légales minimales.

La longueur à 50 % de maturité a été calculée en fonction des groupes reproducteurs et de l'année de la cohorte (année de naissance). Le calcul par année de cohorte (estimations longitudinales) a été privilégié par rapport à l'année (estimations transversales), car le calendrier de maturation reflète les conditions vécues par les cohortes (Enberg *et al.* 2012), et parce que les résultats sont utilisés comme indice biologique (et non dans un modèle d'évaluation des stocks). Toutes les données biologiques disponibles (débarquements commerciaux, relevé acoustique et relevé de pêche au chalut de fond dans le nGSL, ci-après appelés échantillons commerciaux et de recherche) ont été utilisées dans les calculs. Un modèle linéaire généralisé par groupe reproducteur et par année de cohorte a été ajusté avec une distribution de Bernouilli et une fonction de lien logit. Le stade de maturité (mature ou immature) a été utilisé comme variable-réponse et les variables explicatives étaient la longueur totale et le mois de capture (codé comme un facteur) afin de corriger tout changement dans la saison de la pêche au hareng. Le mois de capture n'a toutefois pas été inclus comme variable explicative pour les modèles de reproducteurs de printemps en raison de la disponibilité

insuffisante de juvéniles dans les échantillons biologiques. La L50 de la cohorte a été calculée comme la L50 prédite pour le mois de novembre. Les intervalles de confiance à 95% ont été calculées en ajustant le modèle sur 999 ré-échantillonnage avec remise (« bootstrap ») à l'aide de la librairie « CAR » dans R (Fox et Weisberg 2011) lorsqu'il y avait plus de 5 poissons immatures. Aucune différence significative n'a été constatée entre les ogives de maturité des mâles et des femelles.

2.5. ÂGE À 50 % DE MATURITÉ ET MATURITÉ SELON L'ÂGE

L'âge à 50 % de maturité (âge auquel 50 % des individus sont matures, A50) et la maturité selon l'âge (la proportion de poissons matures à un âge donné) ont été calculés à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution de Bernouilli et une fonction de lien logit sur toutes les données biologiques disponibles (échantillons commerciaux et de recherche). Un modèle par composante reproductrice et par année a été ajusté avec le stade de maturité (mature ou immature) comme variable-réponse, et l'âge comme variable explicative numérique. Pour les reproducteurs de printemps, la maturité selon l'âge n'a pas pu être estimée pour certaines années en raison du nombre insuffisant de harengs immatures dans les échantillons. Ainsi, pour chaque modèle de reproducteurs de printemps, les données de l'année considérée ainsi que des deux années adjacentes ont été incluses. Le sexe n'a pas été inclus comme variable explicative dans les GLM, car la maturité selon l'âge était utilisée comme donnée d'entrée dans les modèles d'évaluation des stocks regroupant les sexes et parce que l'ampleur de l'effet n'était pas biologiquement pertinente (bien que significative à un seuil alpha de 0,05). Pour tenir compte de la maturation du hareng juvénile tout au long de l'année de sa première reproduction, l'âge a été calculé en utilisant le mois de capture avec les équations suivantes :

$$Age_{spring} = \frac{8 + (Month - 1) + (Age - 1) \times 12}{12}$$
$$Age_{fall} = \frac{5 + (Month - 1) + (Age - 1) \times 12}{12}$$

Où Age_{spring} et Age_{fall} sont respectivement les âges des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne utilisés dans les modèles GLM de Bernouilli, $Month$ est le mois de capture et Age est l'âge déterminé par la lecture de l'otolithe. Ce faisant, on a supposé que tous les reproducteurs de printemps et reproducteurs d'automne avaient éclos en mai et en août respectivement. Les modèles ont ensuite été utilisés pour prédire la proportion annuelle de poissons matures pour chaque âge ainsi que les A50. Les intervalles de confiance pour les A50 ont été calculés selon la même méthodologie que pour les L50.

2.6. POIDS SELON L'ÂGE

Le poids moyen annuel selon l'âge des composants reproducteurs de printemps et d'automne a été estimé en utilisant toutes les données biologiques disponibles (échantillons commerciaux et de recherche). Un modèle de standardisation par composante reproductrice et par classe d'âge a été ajusté pour tenir compte de la variabilité saisonnière et spatiale ainsi que de la variabilité des engins de pêche parmi les échantillons. Le poids total a été utilisé comme variable-réponse et les variables explicatives suivantes ont été considérées comme des facteurs : année, mois, zone unitaire de l'OPANO et type d'engin. Des modèles linéaires généralisés gaussiens avec le lien logarithmique ont été utilisés, car le lien d'identité prédisait des poids négatifs pour certaines années dans les modèles pour les poissons âgés de 2 ans. Les résidus ont été inspectés pour déceler des signes de surdispersion. Pour les reproducteurs de printemps, le poids selon l'âge a été prédit en fonction de la sous-unité 4Rd de l'OPANO, du mois d'août et les petites senneurs (< 20 m [65 pi]) de chaque année, tandis que pour les reproducteurs

d'automne, les niveaux de référence étaient la sous-unité 4Ra, le mois de novembre et les grands senneurs (> 20 m [65 pi]). Les niveaux de référence ont été choisis pour maximiser le nombre d'années où le poids selon l'âge pouvait être prédit dans ces catégories. Lorsque les modèles ne pouvaient pas fournir d'estimations pour les niveaux de référence en raison de données insuffisantes, la valeur moyenne pour cette classe d'âge et composante reproductrice sur l'ensemble des années a été retenue. Des matrices annuelles de poids selon l'âge ont été utilisées dans les modèles d'évaluation des stocks ainsi que les ogives de maturité pour convertir les nombres estimés de la population selon l'âge en biomasse du stock reproducteur.

2.7. INDICE DU RELEVÉ ACOUSTIQUE

Une première série de relevés acoustiques au large de la côte ouest de Terre-Neuve, visant à estimer la biomasse de harengs pendant la pêche commerciale d'automne ciblant les agrégations préhivernage, a été réalisée en octobre et novembre 1991, 1993, 1995, 1997, 1999 et en septembre 2002. Une deuxième série de relevés a débuté à l'automne 2009, suivant les recommandations du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (CCRH 2009), et a été réalisée en octobre et novembre 2009, 2010, 2011, 2013, 2015, 2017 et 2019. Ce nouveau relevé couvre une zone plus étendue puisqu'il inclut toujours les strates septentrionales (4Ra), qui étaient auparavant parfois omises, ainsi que la Basse-Côte-Nord du Québec (4Sw, non incluse dans cette évaluation). Il commence également par les strates du nord et se déplace vers le sud, contrairement à la série de relevés de 1991 à 2002. En 2019, un deuxième relevé acoustique a été effectué en août en plus du relevé d'automne. Les détails et les résultats de la première série de relevés acoustiques sont présentés dans McQuinn et Lefebvre (1999), Beaulieu *et al.* (2010) ainsi que dans l'annexe A, et ne seront pas abordés plus longuement. Les sections suivantes décrivent la méthodologie utilisée pour les relevés de 2009 à 2019.

2.7.1. Plan du relevé

Le relevé couvrait toute la côte ouest de Terre-Neuve, du cap Anguille jusqu'à la partie sud du détroit de Belle Isle (dans 4Ra), couvrant les isobathes de 20 m à 60 m. La zone d'étude a été stratifiée (10 strates) en fonction des principales caractéristiques physiques de l'environnement, de la répartition spatiale des captures commerciales et de la répartition de la population telle qu'observée dans les relevés antérieurs (McQuinn et Lefebvre 1999) (Figure 3). Les transects relevés par le navire hydroacoustique étaient parallèles, équidistants et orientés perpendiculairement à la côte dans chaque strate. L'emplacement et la distance entre les transects ont varié chaque année pour des raisons logistiques. Pour chaque relevé, le premier transect de chaque strate a été placé au hasard. Le nombre total de transects pour toutes les strates a été déterminé sur la base du temps alloué au navire moins 30 %, comme marge en cas de mauvais temps et de pannes mécaniques. On a néanmoins constaté une variation entre les années du nombre de transects par strate (Figure A57). Les transects ont été relevés uniquement la nuit (entre 17 h et 7 h) en raison du comportement diurne du hareng qui migre généralement loin du fond la nuit (McQuinn et Lefebvre 1999), ce qui permet de mieux le distinguer des échos du fond et de réduire le problème de la « zone aveugle » (Mitson 1983).

2.7.2. Acquisition et analyse de données acoustiques

Un échosondeur EK60 de Simrad a été utilisé pour transmettre et recueillir les signaux acoustiques. Jusqu'à cinq fréquences (38, 70, 120, 200 et 333 kHz) ont été utilisées simultanément, selon le navire effectuant le relevé (Tableau A20). Toutes les données ont été enregistrées en temps réel sur un ordinateur à l'aide du logiciel ER60 de Simrad.

L'échosondeur a été étalonné chaque année avant le relevé au moyen de la méthode de cible ou sphère standard (Demer *et al.* 2015).

Les données acoustiques ont été transformées en format HAC (HydroACoustics; McQuinn *et al.* 2005) au moyen du ER60. Les fichiers HAC ont par la suite été examinés et intégrés dans des cellules de 2 m (profondeur) par 25 m (distance horizontale) à l'aide du logiciel CH2 conçu à l'IML (Simard *et al.* 2000). Les bancs ont été classés en tant que poissons à vessie natatoire en comparant l'intensité moyenne du volume de rétrodiffusion (S_V) des fréquences de 38, 120 et 200 kHz. La plupart des bancs de poissons ont été considérés comme étant des harengs, car très peu d'autres espèces de poissons à vessie natatoire étaient présentes dans la zone de relevé en automne (McQuinn et Lefebvre 1999). La moyenne S_V du hareng à 38 kHz a ensuite été calculée par transect, transformée en coefficient de rétrodiffusion de surface (s_a) et convertie en densité moyenne de hareng (kg/m²) en utilisant l'équation suivante pour les clupéidés à 38 kHz :

$$TS_{cm} = 20(\log_{10} L) - 71,9 \text{ (Foote 1987)}$$

et en convertissant à l'indice de réflexion du poisson par poids unitaire :

$$TS_{kg} = TS_{cm} + 10(\log_{10} W^{-1})$$

où L représente la longueur moyenne du poisson (cm) et W le poids moyen du poisson (kg) (McQuinn et Lefebvre 1999). Les échantillons biologiques ont fourni la longueur et le poids moyens du hareng par strate et composante reproductrice, ainsi que la proportion en poids de chaque composante reproductrice. La biomasse totale et la variance par strate ont été obtenues en suivant les équations décrites dans O'Boyle et Atkinson (1989) pour les relevés dont les longueurs de transect varient (densité moyenne de la biomasse pondérée par la longueur de transect, multipliée par la superficie de strate et l'estimation de variance correspondante). Bien que l'application des statistiques classiques pour un plan stratifié aléatoire à un relevé stratifié systématique puisse conduire à un biais dans les estimations de la variance des strates, la variance devrait théoriquement être surestimée (Cochran 1977). Les estimations de la variance et les erreurs types correspondantes présentées dans la section des résultats sont donc considérées comme conservatrices en ce qui concerne les données acoustiques, mais ne tiennent pas compte des incertitudes liées à l'échantillonnage biologique.

La biomasse totale par composante reproductrice par strate a été transformée en nombre selon l'âge (biomasse par groupe reproducteur x proportion selon l'âge / poids selon l'âge). L'indice d'abondance désagrégé à l'âge a ensuite été obtenu en faisant la somme de toutes les strates couvertes par le relevé au cours d'une année donnée. Cependant, certaines strates n'ont pas été étudiées chaque année et les estimations de la biomasse du relevé sont limitées à celles qui l'ont été.

2.7.3. Relevés de l'été et de l'automne 2019

Le relevé acoustique exige le calcul d'un nombre selon l'âge indépendants de la pêche commerciale et s'appuie donc sur des échantillons biologiques recueillis par un navire de pêche d'accompagnement afin d'obtenir des informations sur la composition, la longueur et le poids du stock reproducteur de hareng. Depuis 2009, le navire d'accompagnement était un petit navire de recherche du MPO, d'abord le *Calanus II*, un navire de la Garde côtière canadienne (NGCC), puis le NGCC *Leim*. Tous deux utilisaient un grand chalut pélagique, mais l'efficacité des captures était faible et variable (voir le Tableau A21) en raison d'une inadéquation entre l'engin et les capacités du navire et du manque d'expertise de l'équipage. Des échantillons commerciaux de la base de données biologiques du hareng représentant la correspondance spatio-temporelle la plus proche ont donc été utilisés pour obtenir des

estimations de la composition démographique du hareng. La conséquence de cette lacune réside dans le fait que ces échantillons, désormais classés comme « échantillons de recherche », ont été exclus du calcul des captures selon l'âge de la pêche commerciale afin d'éviter d'induire une corrélation entre les deux sources de données dans le modèle d'évaluation. Les échantillons biologiques utilisés dans les calculs suivants proviennent donc de plusieurs types d'engins et présentent une couverture variable dans le temps. À l'automne 2019, l'affrètement d'un navire de pêche, le *Meridian 66*, équipé d'un chalut pélagique (cul de chalut de 50 mm) a permis la collecte d'échantillons biologiques indépendante de la pêche commerciale pendant le relevé acoustique (Tableau A21). Le navire affrété a reçu les coordonnées des signaux acoustiques importants afin de permettre un échantillonnage avec la correspondance temporelle la plus proche, et jusqu'à 100 poissons sélectionnés au hasard par trait ont été congelés et envoyés à l'IML pour la détermination des caractéristiques biologiques.

Au cours de la dernière décennie, la pêche commerciale dans la division 4R, qui cible les agrégations de harengs avant l'hivernage, a généralement eu lieu plus tard dans l'année, ce qui suggère un retard potentiel dans le moment de la migration du hareng à la fin de l'automne (MPO 2018b). Ce changement a entraîné un décalage temporel entre le relevé acoustique et la pêche commerciale, une déviation du plan initial du relevé acoustique (McQuinn et Lefebvre 1999, MPO 2018b). En raison des contraintes logistiques associées au déploiement des petits navires de recherche du MPO plus tard en automne, un relevé acoustique supplémentaire a été lancé en août 2019 (ci-après appelé relevé d'été) afin de cibler les agrégations de reproducteurs d'automne dont on estime qu'elles se produisent de manière plus constante. Des strates ont été ajoutées dans le détroit de Belle Isle (Figure 3), car des débarquements ont été régulièrement signalés dans cette zone. Le relevé acoustique de l'été 2019 a été réalisé du 11 au 23 août à bord du navire NGCC *Frederick G. Creed*. Une partie des signaux acoustiques observés dans la strate de la baie des Îles a été considérée comme provenant du capelan (*Mallotus villosus*), en concordance avec les échantillons obtenus par le navire de pêche affrété (*Steven Paul*) pêchant avec le même chalut pélagique utilisé dans le relevé d'automne 2019. Ces signaux, ainsi que d'occasionnels signaux en nuage forts et visibles uniquement sur la fréquence de 38 kHz, ont été exclus du calcul de la biomasse afin de maintenir les estimations conservatrices. Ce relevé est considéré comme le début d'une nouvelle série chronologique. Ces résultats ne sont pas utilisés dans cette évaluation du stock, mais sont néanmoins présentés.

2.7.4. Analyse de la courbe de capture

Les courbes de capture corrigées selon la sélectivité pour l'abondance estimée par les relevés acoustiques pour les harengs âgés de 3 à 10 ans ont été examinées dans le but de détecter des changements pluriannuels dans la capturabilité. Dans des conditions de capturabilité constante, ces courbes de capture devraient décroître pour chaque cohorte, reflétant leur appauvrissement dû à la mortalité, bien qu'une certaine variabilité soit attendue en raison des erreurs d'observation. Sous réserve que la sélectivité selon l'âge soit correctement définie et que la capturabilité soit constante, ou du moins stationnaire, la pente des courbes de capture logarithmique fournit une estimation de la mortalité totale, Z (Sinclair 2001).

Les sélectivités corrigées pour le biais estimées dans l'évaluation des stocks de 2004 ont été utilisées puisque cette évaluation a apporté des diagnostics raisonnables laissant supposer l'adéquation du modèle et de ses intrants (Grégoire *et al.* 2004). Les estimations d'abondance pour les poissons de 2 ans ont été exclues, car elles comprenaient de nombreux zéros, tout comme celles pour les poissons de 11 ans et plus, car ce groupe est un accumulateur qui ne se conforme pas simplement à la dynamique des cohortes. Les courbes de capture sont basées

sur le log des abondance selon l'âge et l'année corrigée pour la sélectivité. Pour pallier le petit nombre de valeurs nulles, la moitié de l'abondance positive minimale estimée pour chaque stock a été ajoutée à toutes les abondances avant la division par la sélectivité propre à l'âge et le calcul du logarithme.

2.8. MODÈLES D'ÉVALUATION DES STOCKS

Les composantes de reproducteurs de printemps et de reproducteurs d'automne (1965 à 2019) ont été évaluées à l'aide de modèles d'analyse de population virtuelle (VPA) ajustés avec la version 3.4.4 du logiciel d'VPA/ADAPT (NOAA fisheries toolbox, NFT 2014). L'VPA est un algorithme déterministe qui calcule rétrospectivement les matrices du nombre selon l'âge et du taux de mortalité par pêche selon l'âge du stock. Les données d'entrée des modèles comprenaient :

- les captures selon l'âge en nombre (2 à 11 ans et plus, années 1965 à 2019)
- les indices du relevé acoustique d'automne en nombre selon l'âge (2 à 11 ans et plus, années 1991 à 2002 et 2009 à 2019)

En complément de ces matrices, les estimations suivantes ont été utilisées pour convertir le nombre prédit selon l'âge en biomasse du stock reproducteur (BSR) :

- maturité selon l'âge (en proportion)
- poids selon l'âge (en kg)

Les équations du modèle sont fournies dans le Tableau A24 et les paramètres utilisés pour l'application dans le programme ADAPT de la NFT sont présentés dans l'annexe B. Les paramètres estimés correspondent aux effectifs de la population en 2020 ($N_{a,t}$, $a = 3$ à 11 ans et plus, et $t = 2020$) et aux coefficients de capturabilité (q_a , $a = 2$ à 11 ans et plus).

Le taux de mortalité naturelle (M) a été fixé à 0,2 dans les premiers modèles pour les reproducteurs de printemps d'automne (modèle 1a). Afin d'évaluer cette hypothèse, la boîte à outils NFT a été utilisée pour effectuer une analyse de sensibilité sur M par blocs de 5 ans (1965 à 1969, 1970 à 1974, [...] 2015 à 2019) pour les âges de 4 à 10 ans, en maintenant tous les autres M constants à 0,2. Ainsi, pour un bloc de 5 ans donné, la somme des carrés des résidus (Tableau A24, équation 17) a été calculée pour chaque exécution du modèle avec des valeurs de M allant de 0,05 à 0,90 par pas de 0,05. La valeur M donnant la somme des carrés des résidus la plus faible pour chaque bloc de 5 ans a été choisie et utilisée dans un modèle de alternatif (modèle 2a), comme dans Brassard *et al.* (2020).

Historiquement, les indices de nombre par âge des relevés acoustiques reposaient sur des échantillons commerciaux dont la composition selon l'âge était influencée par le fait que les pêcheurs évitaient activement les bancs de petits harengs ou rejetaient les captures constituées principalement de petits poissons. En 2019, l'utilisation d'un chalut pélagique affrété pendant le relevé acoustique a conduit à une pêche moins sélective quant à la taille. Bien que ce résultat puisse être considéré comme une amélioration, il représente néanmoins un écart par rapport aux évaluations précédentes. En raison de cette différence de sélectivité, nous avons effectué des simulations de modèle en supposant une mortalité naturelle constante ($M = 0,2$) avec (modèle 1a) et sans (modèle 1b) la cohorte de 2 ans (modèles des reproducteurs de printemps), et celles de 2 et 3 ans (modèles des reproducteurs d'automne), afin d'évaluer les conséquences de ce changement et de garantir une exécution du modèle comparable aux évaluations précédentes (modèle 1b). De plus, une analyse de sensibilité a été effectuée, les deux modèles supposant un M par blocs de 5 ans (modèles 2a et 2b) comme dans Brassard *et al.* (2020). Le Tableau 1 synthétise les distinctions entre les modèles 1a, 1b, 2a et 2b.

Les diagnostics du modèle ont été examinés en fonction des résidus et des patrons rétrospectifs. L'analyse rétrospective a été effectuée en retirant séquentiellement chacune des 5 dernières années (dernière année retirée = 2014), en réajustant le modèle aux données tronquées et en calculant la moyenne du biais relatif $[(\text{rétro} - \text{base})/\text{base}]$ de la BSR, de la F moyenne (moyenne arithmétique annuelle du coefficient instantané de mortalité par pêche pour les âges de 2 à 11 ans et plus) et du recrutement calculé avec la série chronologique tronquée et l'estimation correspondante de la série chronologique complète (Rho de Mohn, Mohn 1999).

Dans le cadre de l'approche de précaution (MPO 2009), des points de référence ont été définis pour les composantes de reproducteurs de printemps et de reproducteurs d'automne dans McQuinn *et al.* (1999). Les points de référence limites (PRL) correspondaient à 20 % de la biomasse du stock reproducteur maximale de toute la série chronologique et le point de référence supérieur du stock (PRS) était défini comme la plus faible biomasse du stock reproducteur historique observée ($>$ PRL) qui engendrait un bon recrutement. Le bon recrutement a été défini comme le recrutement de cohorte de 2 ans observé au cours de la série chronologique historique, supérieur à la moyenne géométrique du tiers supérieur des meilleures cohortes de recrutement (Schweigert *et al.* 1998, McQuinn *et al.* 1999). Le PRL et le PRS calculés par McQuinn *et al.* (1999) étaient respectivement 37 384 t et 57 468 t pour les composantes des reproducteurs de printemps et 47 953 t et 61 074 t pour les composantes des reproducteurs d'automne.

2.9. DÉTERMINANTS ENVIRONNEMENTAUX LIÉS À LA CONDITION

Une étude précédente examinant les liens entre le recrutement (R) du hareng des divisions 4T et 4R et la variabilité environnementale réalisée à l'aide d'indices environnementaux multidimensionnels a indiqué que la variabilité environnementale ne semblait pas agir uniformément sur le recrutement de l'un ou l'autre des stocks ou sur leurs groupes reproducteurs respectifs (Brosset *et al.* 2019). De plus, un R élevé chez les reproducteurs de printemps de la division 4R était associé à des conditions plus fraîches (température, zooplancton), tandis qu'un R élevé chez les reproducteurs d'automne de la division 4R était associé à des conditions plus chaudes. Dans ce contexte, nous avons évalué les relations entre le recrutement et l'état corporel, ainsi que les conditions environnementales à l'aide d'indices environnementaux distincts standard réalisés dans le cadre de l'approche écosystémique du golfe du Saint-Laurent (Duplisea *et al.* 2020). Pour ce faire, des modèles additifs généralisés ont été utilisés pour évaluer l'effet des variations des conditions environnementales physiques (température, moment du réchauffement et du refroidissement des eaux de surface) et biologiques (dynamique de la prolifération printanière, abondance et phénologie des principaux taxons zooplanctoniques, abondance relative des groupes zooplanctoniques en tant qu'indicateur de la taille moyenne des proies, prédation) connues pour être mécaniquement liées au recrutement et à la croissance des espèces de poissons pélagiques (Brosset *et al.* 2019, Ljungström *et al.* 2020). Le *Calanus* spp. et le *Pseudocalanus* spp. sont des taxons importants en raison de leur rôle majeur dans l'alimentation des larves de harengs, des juvéniles et des adultes (voir Darbyson *et al.* 2003).

L'hypothèse avancée était que l'état corporel réagirait positivement à des conditions plus chaudes et à une période plus précoce d'apparition du plancton, ainsi qu'à une plus grande disponibilité des proies préférées ou importantes. De même, une autre hypothèse était que R devait être favorisé dans des conditions propices à une croissance plus rapide (et à une meilleure survie) des larves de hareng.

2.9.1. Indices de recrutement (R, Rstrength)

Compte tenu de l'incertitude associée aux données sur le hareng et aux modèles d'évaluation des stocks, deux indices de recrutement distincts ont été utilisés : 1) R comme le nombre de poissons de 2 ans estimé par le modèle 1a de la VPA et décalé de deux ans et 2) Rstrength comme un indice relatif de recrutement basé sur la proportion de poissons de 3 à 4 ans dans les captures commerciales par âge. Nous avons supprimé les données postérieures à 2017 pour R en raison de la forte incertitude du R estimée dans les années ultérieures d'une VPA. Rstrength a été calculé en utilisant les captures selon l'âge standardisées par année (la moyenne et à variance de chaque année étant respectivement égales à 0 et 1). La moyenne des captures selon l'âge standardisées a ensuite été calculée pour les cohortes de 3 et 4 ans des années x et $x+1$, et le Rstrength résultant a été décalé de 3 ans. Rstrength a également été calculé pour les cohortes de 3 à 5 ans et était fortement corrélé ($r > 0,95$) avec Rstrength pour les cohortes de 3 à 4 ans. Cette dernière valeur a été utilisée dans les analyses ultérieures du fait qu'elle pouvait être calculée pour une année de plus de la série chronologique que la première.

2.9.2. Facteur de condition relative (Kn)

Le facteur de condition relative de Le Cren (1951) a été estimé séparément pour les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne à l'aide de la formule suivante :

$$Kn = \frac{W}{aL^b}$$

Où W est le poids somatique (g), L est la longueur totale (mm) et a et b sont les paramètres de la relation longueur-poids estimés à l'aide d'un modèle non linéaire (fonction nls dans R). L'utilisation de la relation log-log a été écartée, car la rétrotransformation des prédictions (ou du paramètre a) sur l'échelle originale tend à sous-estimer le poids prédit (Ogle 2016). Pour tenir compte de la variabilité des saisons, de l'espace et des engins parmi les échantillons, Kn a été standardisé en utilisant un GLM gaussien avec un lien d'identité pour chaque combinaison de composante reproductrice et d'âge. Les variables explicatives suivantes ont été considérées comme des facteurs : année, mois, sous-unités de l'OPANO et type d'engin. Pour les reproducteurs de printemps, Kn a été prédit pour la sous-unité 4Rd de l'OPANO, le mois d'août et les petits senneurs (< 20 m [65 pi]) de chaque année, tandis que pour les reproducteurs d'automne les niveaux de référence étaient la sous-unité 4Ra, le mois de novembre et les grands senneurs. Le Kn des harengs âgés de 4 à 9 ans a ensuite été calculé pour chaque année. Cette tranche d'âge a été choisie en raison de l'intérêt que présente la condition des adultes et de la forte corrélation entre les conditions de ces classes d'âge. En revanche, la condition estimée pour les poissons plus jeunes a montré une variabilité interannuelle substantielle, potentiellement en raison de la petite taille de l'échantillon.

2.9.3. Variables environnementales

Les indices environnementaux ont été extraits de la matrice des écosystèmes du GSL (Duplisea *et al.* 2020). Ils ont été choisis en fonction de leur rôle potentiel dans le succès de l'alimentation, le gain d'énergie nette et le recrutement du hareng. Les variables explicatives ont été classées en trois catégories : indices physiques, dynamique de la prolifération printanière et abondance des principaux taxons zooplanctoniques, et indices de phénologie. Les variables physiques prédictives (1982-2019) étaient la moyenne de la température de surface de la mer (TSM) sur des saisons ou pendant des mois donnés, le printemps (semaine de l'année où la TSM se réchauffe jusqu'à 10 °C) et l'automne (semaine de l'année où la TSM se refroidit jusqu'à 10 °C), et le dernier jour de glace. Pour chaque composante reproductrice, la TSM a été

prise en compte pour le mois utilisé pour normaliser le Kn ou pour la moyenne des mois entre la fraie et le mois utilisé pour normaliser le Kn. Ainsi, pour la composante des reproducteurs de printemps, la TSM en août et la TSM moyenne de mai à août ont été considérées, tandis que pour les reproducteurs d'automne, la TSM en novembre et la moyenne d'août à novembre ont été prises en compte. Les indices de la dynamique de la prolifération printanière (1998-2018) comprenaient le moment et la durée de la prolifération. Les indices zooplanctoniques (2001-2018) comprenaient l'abondance de *C. finmarchicus*, *C. hyperboreus*, *Pseudocalanus* spp. et de petits calanoïdes (dominés par le *Pseudocalanus* spp.) au début de l'été et en automne, la phénologie (rapport entre les stades C1-C4 et les autres copépodites) du *C. finmarchicus* au début de l'été et en automne et la phénologie du *C. hyperboreus* (rapport de C4 sur C1-C4) au début de l'été (utilisé pour les reproducteurs de printemps uniquement). L'abondance et la phénologie du *C. hyperboreus* n'ont pas été considérées comme des variables explicatives du recrutement, car il est peu probable qu'il soit une proie des larves de hareng. Le rapport de l'abondance des grands calanoïdes/petits calanoïdes a été utilisé pour refléter les changements dans la taille moyenne des taxons zooplanctoniques en tant que proies. La BSR du hareng calculée par le modèle VPA 1b (Tableau 1) a été utilisée dans le modèle de recrutement. La relation entre la BSR et le recrutement peut être positive, indicatrice d'une relation stock-recrutement ou négative si la prédation sur les larves de hareng est importante. Les variables explicatives ont été extraites pour les régions 2, 3 et 4 de l'approche écosystémique qui correspondent à la division 4R, et la moyenne annuelle a été pondérée par la superficie de chaque région de l'approche écosystémique (Duplisea *et al.* 2020).

2.9.4. Modèles additifs généralisés

L'effet de l'environnement sur la variabilité de Kn a été évalué avec des modèles additifs généralisés en supposant une distribution d'erreur gamma. Des modèles additifs généralisés quantiles ont été appliqués pour vérifier l'effet de l'environnement sur R et Rstrength en utilisant les quantiles 0,5 et 0,75 en raison de la grande variabilité des données de recrutement. Une approche progressive a été adoptée lors de l'examen des variables explicatives environnementales de différentes catégories :

1. des indices physiques représentant la série chronologique la plus longue (1982 à 2019)
2. indices physiques et de prolifération printanière (1999-2018)
3. des indices physiques, de prolifération printanière et de zooplancton correspondant à la série chronologique la plus courte (2001-2018).

Les corrélations et les relations ont été vérifiées entre les variables explicatives et les variables explicatives corrélées ($> 0,6$) n'ont pas été incluses dans les modèles. Les observations aberrantes ont fait l'objet d'un diagramme par points et la durée de la prolifération en 2003 a été supprimée. Tous les modèles considérant un maximum de trois variables prédictives ont été testés afin de minimiser le potentiel de sur-ajustement et ont été classés en fonction de leur critère d'information d'Akaike corrigé pour les échantillons de petite taille (AICc). La dimension de base (k) a été fixée à un maximum de trois pour éviter les relations multimodales. Le R^2 entre la prédiction et l'observation et la déviance expliquée ont été calculés et le modèle a été évalué en utilisant une simulation de Monte Carlo et une validation croisée de type « jackknife ».

Les simulations de Monte Carlo ont été élaborées en générant des variables explicatives aléatoires normalement distribuées dont la moyenne et la variance correspondent aux variables explicatives originales. Le modèle a été ajusté à l'aide de ces valeurs aléatoires et la déviance expliquée a été calculée. Le processus a été répété 1000 fois et la déviance du modèle sélectionné a été comparée à la distribution de la déviance expliquée obtenue dans les

simulations de Monte Carlo. Pour être sélectionné, la déviance expliquée par un modèle devait être supérieure au 95^e quantile de la distribution de la déviance expliquée avec les données simulées. En d'autres termes, la probabilité que des séries chronologiques erratiques aléatoires expliquent autant la déviance que les variables sélectionnées devait être inférieure à 5 %. Chaque modèle a également été testé en utilisant une procédure jackknife. Pour chaque modèle, une année à la fois a été supprimée, le modèle a été ajusté et la valeur a été prédite. Les valeurs prédites ont été comparées aux valeurs observées et le R² a été calculé. Le modèle final sélectionné présentait l'AICc le plus faible ($\Delta < 2$), le R² le plus élevé ($\Delta < 0,05$), était significatif ($< 0,05$) dans les simulations de Monte Carlo et était robuste à l'égard des années manquantes (jackknife R² $\Delta < 0,1$). Lorsque deux modèles présentaient des performances semblables pour tous les indicateurs, le modèle le plus parsimonieux a été sélectionné. Les résidus du modèle ont été inspectés pour vérifier l'autocorrélation temporelle à l'aide de la fonction acf de R. Toutes les analyses ont été effectuées dans R version 4.0.2 (R Core Team 2020), les modèles additifs généralisés ont été ajustés à l'aide de la librairie mgcv (Wood, 2017) et les modèles additifs généralisés quantiles ont été calculés à l'aide de la librairie qqgam (Fasiolo *et al.* 2017).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. DÉBARQUEMENTS

Au cours des années 1980 et 1990, les débarquements de hareng atlantique sur la côte ouest de Terre-Neuve étaient variables et s'élevaient en moyenne à 14 762 tonnes métriques. Les débarquements ont augmenté lentement, mais régulièrement entre 1999 et 2008 et se sont stabilisés à environ 20 000 tonnes jusqu'en 2016, limités par le total autorisé des captures (TAC) pour ces années. Les débarquements n'ont pas atteint le TAC depuis 2017 (Figure 4) et ont totalisé 7419 et 15 782 tonnes métriques en 2018 et 2019 (données préliminaires, Tableau 2). Depuis 2012, la plupart des débarquements ont été signalés dans la sous-unité 4Rb de l'OPANO (Tableau 2, Figure 4).

La majorité du hareng est généralement débarquée par la flotte des grands senneurs (Tableau 2, Figure 5). En 2018 et 2019 (données préliminaires), les grands senneurs ont débarqué respectivement 4 077 t et 7 676 t, soit moins que la moyenne de 10 472 t de 1985 à 2017. Les petits senneurs ont également débarqué moins de biomasse en 2018 qu'en 2019 (966 t et 3 758 t respectivement), alors que la moyenne de 1985-2017 était de 3 418 t. La biomasse débarquée avec la senne tuck, une senne-barrage modifiée considérée comme un engin fixe, s'est élevée à 1 440 t en 2018 et à 3 377 t en 2019 (Tableau 2). En 2018, moins de la moitié des quotas alloués aux petits et grands senneurs ont été capturés (Figure 6). En 2019, 68 % du quota des grands senneurs ont été capturés, tandis que les petits senneurs et les engins fixes ont débarqué plus de 85 % de leur quota (Figure 6). Une réduction des débarquements de hareng a également été observée dans la division 4S de l'OPANO en 2018 et attribuée soit aux mesures de gestion qui ont été mises en place en 2017 et 2018, soit à des conditions météorologiques défavorables aux activités de pêche, soit à un déplacement de la répartition du hareng vers de plus grandes profondeurs. Ce dernier phénomène, qui réduirait la disponibilité du poisson pour les engins de pêche, a été signalé par des membres de l'industrie de la pêche et a également été observé lors du relevé acoustique de la division 4S réalisé par le MPO à l'automne 2018 (MPO 2019).

L'activité de pêche printanière des grands et petits senneurs a été fortement réduite après la mise en œuvre en 1999 de mesures de gestion visant à protéger la fraie des reproducteurs de printemps. Depuis lors, ces activités, ainsi que la pêche à la senne tuck, sont principalement pratiquées à l'automne. Les débarquements cumulés montrent que la flotte des grands

senneurs a suivi ce schéma en 2018 et 2019, mais une plus grande proportion (26,3 %) des débarquements a eu lieu avant le 1^{er} juillet en 2019 (Figure 7 et 8). Les schémas de débarquement cumulés des petits senneurs montrent que cette pêche s'est déroulée principalement en automne, comme c'était habituellement le cas. Les débarquements de la flotte à engins fixes en 2018 et 2019 ont augmenté régulièrement tout au long de la saison, comme cela a généralement été le cas par le passé (Figure 8).

Les débarquements des grands et petits senneurs (senne bourse) sont concentrés près de la côte et dans les grandes baies (Bonne Baie, Baie des Îles, baie de Port au Port et baie St. George; Figure 9). Les débarquements par la senne tuck ont commencé en 2005 dans la zone unitaire 4Ra et de Bonne Baie. Ils se sont ensuite étendus aux grandes baies situées plus au sud (la saisie des coordonnées de pêche est incomplète pour 2018 et 2019). La proportion des valeurs de coordonnées géographiques manquantes dans les données ZIFF était inférieure à 20 % et souvent nulle pour les grands senneurs, et comprise entre 25 % et 63 % pour les petits senneurs au début des années 2000, pour ensuite descendre en dessous de 10 % jusqu'en 2017, année où le pourcentage a de nouveau augmenté (Figure 10). Les données relatives à la senne tuck présentent le plus grand nombre de coordonnées manquantes, les pourcentages diminuant de 2005 à 2016, mais augmentant récemment. L'occurrence élevée de valeurs manquantes en 2018 et 2019 est probablement due au fait que ces données étaient encore préliminaires. L'interprétation de la répartition spatiale des débarquements de senne tuck en 2018 et 2019, et dans une moindre mesure de la flotte des petits senneurs, est donc incertaine.

Pour la période 2017-2019, les débarquements déclarés de la pêche de hareng d'appât dans la division 4R ont varié entre 2,9 et 32,9 tonnes métriques par an (0,04-0,20 % des débarquements totaux) et le nombre de journaux de bord retournés par année a varié entre 2 et 24 (Tableau 3). En 2018 et 2019, 567 et 565 permis de pêche d'appât ont été délivrés dans la division 4R de l'OPANO (Julia Sparkes, MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador, comm. pers., 2020).

3.2. ÉCHANTILLONNAGE COMMERCIAL ET BIOLOGIQUE

Les échantillons commerciaux de hareng atlantique ont généralement été prélevés selon la répartition des pêches dans l'espace et dans le temps (Tableau 4). En 2018, des individus issus de la pêche à engins fixes et mobiles ont été recueillis au printemps et à l'automne, mais la plupart des échantillons provenaient de la pêche à engins mobiles, plus importante, à l'automne. En 2019, très peu de poisson, voire aucun, ont été échantillonnés dans le cadre de la pêche à engins fixes au printemps ou à l'automne. De nombreux échantillons ont été prélevés lors de la pêche à engins mobiles de l'automne 2019 dans les quatre sous-unités de l'OPANO (Tableau 4).

La proportion de reproducteurs de printemps dans les échantillons biologiques commerciaux a connu une variation de 30 à 80 % entre 1965 et 2005 (Figure 11). La proportion de reproducteurs de printemps a diminué rapidement entre 2005 et 2008 pour atteindre 2,3 % en 2014. Depuis 2014, la pêche aux reproducteurs de printemps a augmenté dans une proportion de 27,6 % et 30,0 % en 2018 et 2019, respectivement. La proportion de reproducteurs de printemps dans les débarquements totaux (proportion dans chaque échantillon pondérée par les débarquements de la strate correspondante) a suivi les mêmes tendances. Les reproducteurs de printemps représentaient 1,5 % des débarquements (en nombre de poissons) en 2014, 12,4 % en 2018 et 24,5 % en 2019 (Figure 12). Il est intéressant de noter que la prévalence croissante des reproducteurs d'automne depuis 2003 avait été prédite dans une certaine mesure par Melvin *et al.* (2009) sur la base de leur modèle conceptuel du succès de reproduction lié à l'environnement et de l'augmentation prévue des températures moyennes de l'eau. Il convient toutefois de souligner que les proportions de reproducteurs d'automne dans les

échantillons (Figure 12) sont représentatives des proportions dans les activités de pêche (par opposition à l'abondance relative des stocks) et qu'elles sont donc influencées par les mesures de gestion mises en œuvre en 1999 visant à protéger les reproducteurs de printemps, ainsi que par la sélectivité de la pêche.

Les distributions des fréquences de longueur des reproducteurs de printemps et d'automne capturés par les sennes bourses à l'automne, calculées à partir d'échantillons biologiques commerciaux, sont présentées à la Figure 13. Les fréquences de longueur des reproducteurs de printemps provenant de la pêche à la senne bourse à l'automne se caractérisent par la présence de modes associés aux cohortes dominantes (Figure 13A). Ces modes évoluent vers des tailles plus importantes au fil des ans. Entre 2006 et 2010, la prédominance de la cohorte de 2002 dans les fréquences de longueur a été confirmée par la détermination de l'âge. Le mode dans les fréquences de longueur entre 2016 et 2019 a été engendré par la cohorte de 2013. Les fréquences de longueur des reproducteurs d'automne sont également caractérisées par la présence périodique de cohortes dominantes (Figure 13B). La dominance des cohortes de 2000 et 2001 dans les fréquences de longueur entre 2003 et 2013 a également été confirmée par détermination de l'âge. Depuis 2013, les fréquences de longueur des reproducteurs d'automne sont dominées par la cohorte de 2008 et les individus plus âgés (Figure 13B).

L'emplacement et la proportion des reproducteurs d'automne et des reproducteurs de printemps dans le relevé de pêche au chalut de fond plurispécifique dans le nord du golfe du Saint-Laurent du MPO en août 2018 et 2019 sont présentés dans la Figure 14. Des échantillons ont été prélevés dans les sous-unités 4Ra et 4Rb de l'OPANO et envoyés à l'IML pour un examen biologique détaillé pour ces deux années, car tous les traits de chalut comptant plus de 10 harengs se trouvaient dans ces zones. La composante de reproducteurs de printemps représentait 21,2 % (84 individus) de la biomasse des 350 individus échantillonnés en 2018 et 13,3 % (44 individus) de la biomasse des 287 harengs échantillonnés en 2019.

3.3. RELEVÉS ACOUSTIQUES EN 2019

Le relevé de l'été 2019 a couvert toutes les strates acoustiques à l'exception de la strate 4. Les strates du détroit de Belle Isle n'ont été que partiellement couvertes en raison de problèmes mécaniques (Figure 15, Figure A57).

Lors du relevé d'automne 2019, les strates sud (1, 2 et 4) ainsi que la strate 5 n'ont pas été sondées par le navire acoustique en raison de conditions météorologiques défavorables (Figure 15). Dans les strates couvertes, la densité des transects était plus faible que les années précédentes (Figure A57), car le navire utilisé pour effectuer ces transects acoustiques était plus lent et moins stable que celui des années précédentes.

Les échantillons biologiques utilisés dans le calcul de l'indice du relevé acoustique ont été collectés par différents engins de pêche depuis 2009. La majorité des échantillons ont été collectés par la flotte commerciale à senne bourse (Tableau A21), à l'exception de ceux de 2019 qui ont été prélevés avec un chalut pélagique (cul de chalut de 50 mm). Lors du relevé d'été 2019, un total de 15 échantillons provenant de chaluts pélagiques (correspondant à 513 harengs) ont été récoltés par le chalutier pélagique affrété entre le 11 et le 22 août, et 13 échantillons ont été utilisés dans le calcul de l'indice de biomasse acoustique (505 poissons, Tableau A21). Lors du relevé d'automne 2019, un total de 15 échantillons provenant de chaluts pélagiques ont été collectés par le chalutier pélagique affrété entre le 31 octobre et le 5 novembre (correspondant à 1 108 harengs), et 11 échantillons ont été utilisés dans le calcul de l'indice acoustique de la biomasse (868 poissons, Tableau A21). Les échantillons qui n'ont

pas été utilisés dans les calculs de l'indice acoustique provenaient de strates non couvertes par le relevé acoustique.

La proportion de reproducteurs de printemps et d'automne dans les échantillons de chaluts pélagiques en 2019 ainsi que leur répartition spatiale sont illustrées à la Figure 16. La composante de reproducteurs de printemps représentait 10,9 % (114 individus) de la biomasse des 513 individus échantillonnés par le *Steven Paul* et 29,0 % (450 individus) de la biomasse des 1108 harengs échantillonnés par le Meridian 66 en octobre et novembre 2019. Il est intéressant de noter que la proportion de la biomasse des échantillons de 2019 du relevé au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent représentée par des reproducteurs de printemps (13,3 %) était comparable à la proportion de reproducteurs de printemps observée dans le *Steven Paul* au cours de la même période.

Les distributions des fréquences de longueur des reproducteurs de printemps utilisées dans le calcul de l'indice acoustique désagrégé à l'âge de l'automne 2009 à 2019, ainsi que les échantillons du relevé d'été 2019, sont présentés à la Figure 17A. Pour les relevés d'automne, le mode de distribution des fréquences de longueur variait d'un relevé à l'autre et la progression des modes associés aux différentes cohortes était difficilement discernable en raison du peu de reproducteurs de printemps présents dans les échantillons biologiques. Les échantillons d'été et d'automne 2019 utilisés dans le calcul de l'indice montrent un mode aux alentours de 200 à 225 mm de longueur totale et un autre moins prononcé aux alentours de 325 mm, tandis que les échantillons capturés lors du relevé au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent et affectés à la composante de reproducteurs de printemps étaient constitués en grande partie des individus de plus de 275 mm.

Les distributions des fréquences de longueur des reproducteurs d'automne utilisées dans le calcul de l'indice acoustique désagrégé à l'âge de l'automne 2009 à 2019, ainsi que les échantillons du relevé d'été 2019, sont présentés à la Figure 17B. De 2009 à 2015, le mode de distribution des fréquences de longueur se situait autour de 325 à 350 mm, mais il n'était pas clairement discernable en 2017, et ne semblait pas suivre la croissance des cohortes dans le temps. Les échantillons de 2019 provenant des relevés d'été et d'automne ont tous deux montré un nombre important de poissons de moins de 250 mm, tandis que les individus du relevé au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent affectés à la composante des reproducteurs d'automne mesuraient principalement plus de 280 mm (Figure 17B).

3.4. ANALYSE DE LA COURBE DE CAPTURE

Les courbes de capture pour les cohortes de reproducteurs de printemps et d'automne pour la période de 1991 à 2009 étaient largement décroissantes, ce qui correspond à l'attrition et à la capturabilité stationnaires (Figure 18). En revanche, les courbes de capture de reproducteurs de printemps pour 2009-2011 et pour 2009-2013 chez les reproducteurs d'automne montrent des abondances croissantes ou asymptotiques dans de nombreuses cohortes, ce qui révèle une augmentation de la capturabilité d'après le relevé. De même, l'abondance de nombreuses cohortes estimée par le relevé dans les deux stocks a considérablement augmenté entre le relevé de 2017 et celui de 2019, ce qui indique une augmentation importante de la capturabilité. Une variabilité temporelle de la capturabilité avant 2009 et au milieu des années 2010 ne peut être exclue, mais elle est très probablement d'une ampleur beaucoup plus faible par rapport aux périodes mentionnées ci-dessus. La variabilité temporelle de la capturabilité signifie que le relevé acoustique ne fournit pas un indice cohérent de l'abondance relative de ces stocks. Si l'on peut supposer que la mortalité naturelle (M) des reproducteurs de printemps et de reproducteurs d'automne est constante, il pourrait être envisageable à l'avenir de modéliser explicitement la capturabilité comme variant dans le temps dans le modèle d'évaluation (p. ex. McDermid *et al.* 2018). Dans le cas contraire, il sera très difficile, voire impossible, de dissocier

la variation temporelle de M de la variation de la capturabilité, à moins de disposer d'informations externes pour l'un des deux paramètres ou d'un ou plusieurs autres indices d'abondance fiables.

3.5. ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DU REPRODUCTEUR DE PRINTEMPS

3.5.1. Prises selon l'âge

Au cours des saisons de pêche de 2018 et 2019, les captures selon l'âge des reproducteurs de printemps ont été caractérisées par la prédominance de la cohorte de 2013 (Figure 19). Cette cohorte a représenté 45,4 % et 44,1 % de tous les débarquements (en nombre) en 2018 et 2019 respectivement. En 2019, le nombre estimé de poissons de 2 ans dans la pêche commerciale était le plus élevé pour ce groupe d'âge depuis 1965. Cela peut refléter une cohorte abondante, des changements dans les mesures de gestion à partir de 2018 qui favorisent la capture de harengs plus petits, ou les deux. Plus précisément, la taille minimale réglementée a été réduite de 26,5 cm à 24,8 cm (longueur à la fourche) à partir de 2018, en fonction d'un examen de l'âge à la maturité (MPO 2018b), et le seuil de tolérance pour le débarquement de petits harengs a été augmenté de 10 à 20 % en 2019. Les autres cohortes dominantes pour ce stock sont celles de 1968, 1974, 1980, 1982, 1987, 1990, 1996, 1997, 1999 et 2002 (Figure 19; Tableau 5).

3.5.2. Longueur à 50 % de maturité

La longueur à 50 % de maturité (L50) pour les reproducteurs de printemps a diminué de 1962 à 1993 (années de cohorte) et a augmenté vers la moyenne globale pour les cohortes 1993-1997 (Figure 20). Pour les cohortes 1999 à 2016, la longueur à maturité était variable et ne présentait aucune tendance constante. Les cohortes 2000-2008 se caractérisaient par des L50 autour de la moyenne globale, tandis que les L50 des cohortes 2009-2014 étaient pour la plupart inférieures à la moyenne. Il n'a pas été possible d'estimer la L50 pour la cohorte de 1998, car aucun poisson immature n'a été échantillonné. Les grands intervalles de confiance pour certaines cohortes étaient associés à des échantillons de petite taille. La moyenne arithmétique des L50 pour les cohortes de 1962 à 2016 est de 271 mm (longueur totale).

3.5.3. Âge à 50 % de maturité

L'âge à 50 % de maturité (A50) variait entre 2,4 et 4,0 ans pour la période de 1965 à 2019, avec une moyenne de 3,27 ans (Figure 21). Des périodes de valeurs supérieures et inférieures à la moyenne ont été observées, celle de 2005-2017 étant caractérisée par une baisse de l'A50 suivie des deux valeurs les plus élevées de la série de données en 2018 et 2019. Les valeurs de la maturité selon l'âge et de l'âge à 50 % de maturité de 2018 et 2019 étaient identiques puisqu'elles ont toutes deux été calculées avec les données des trois dernières années. Les intervalles de confiance à 95 % sont plus grands depuis 2007, ce qui est lié à des échantillons de petite taille (Tableau 4).

3.5.4. Maturité selon l'âge

La maturité selon l'âge des reproducteurs de printemps a été estimée à l'aide des mêmes modèles que pour l'A50, et a montré une variation annuelle pour les individus de 2 à 4 ans (Figure 22). La proportion de matures pour ces âges a augmenté de 1965 à 2001, puis a rapidement décliné pour atteindre des valeurs faibles au cours de la période 2004-2014; elle a atteint un nouveau sommet en 2015-2016, puis a diminué rapidement pour arriver aux deux valeurs les plus faibles de la série de données en 2018 et 2019 (Figure 22, Tableau 6).

3.5.5. Poids selon l'âge

Le poids selon l'âge n'a pas pu être estimé pour les reproducteurs de printemps de 2 ans et de 11 ans et plus pendant 11 et 3 ans respectivement, en raison de l'absence d'échantillons pour les niveaux de référence dans le modèle de standardisation (section POIDS SELON L'ÂGE). La moyenne arithmétique du poids selon l'âge standardisé sur toutes les années utilisées pour ces deux cohortes était respectivement de 0,064 kg et 0,411 kg. Le poids selon l'âge standardisé de 2 ans n'a révélé aucune tendance constante dans le temps. Le poids selon l'âge des individus de 3 à 11 ans et plus a augmenté depuis le début de la série de données jusqu'au début des années 1980 et a montré une tendance variable, mais clairement décroissante par la suite (Figure 23 et Tableau 7).

3.5.6. Indice de relevé acoustique

La biomasse des reproducteurs de printemps a été estimée à 20 125 t pour le relevé d'août 2019, tandis que la biomasse a été estimée à 47 522 t en octobre et novembre. Les estimations acoustiques de la biomasse d'été et d'automne 2019 sont les plus élevées depuis la reprise du relevé en 2009 (Figure 24). La répartition spatiale de la biomasse de harengs au cours de ces deux relevés est illustrée à la Figure 15, et la biomasse estimée dans différentes strates dans les tableaux 8 et 9. Le rapport entre la biomasse pêchée en 2019 et la biomasse estimée lors du relevé acoustique d'automne 2019 correspond à un taux d'exploitation de 8,1 % ($F = 0,085$). Ce taux d'exploitation est considéré comme une estimation maximale, mais il est susceptible de changer puisque les débarquements de 2019 ne sont que préliminaires.

L'indice de relevé désagrégé à l'âge pour les reproducteurs de printemps ne suivait pas les cohortes les plus dominantes présentes dans les captures selon l'âge de la pêche commerciale (Tableau 10, Figure 25). Cet écart avec les captures commerciales par âge (Tableau 5, Figure 19) pourrait s'expliquer par la faible taille des échantillons des reproducteurs de printemps dans les échantillons acoustiques et/ou la capturabilité des relevés variant dans le temps. L'indice du relevé 2019 désagrégé à l'âge pour les reproducteurs de printemps a montré le plus grand nombre de poissons de 2 ans depuis le début du relevé en 1991. Les reproducteurs de printemps de 2 ans représentaient 64,0 % des individus et 51,2 % (24 330,9 t) de la biomasse dans le relevé d'automne 2019 (Tableau 10 et Figure 25).

3.5.7. Modèles d'évaluation des stocks

Selon le modèle 1a, la BSR a varié considérablement au cours des trois premières décennies de la série chronologique, passant de moins de 60 kt à plus de 120 kt au début des années 1970 et au milieu des années 1980 (Figure 26A, Tableau 11). Toutefois, la BSR est demeurée à des niveaux inférieurs (< 50 kt) après la diminution observée au cours des années 1990. Plusieurs sommets de recrutement importants ont été estimés avant ces augmentations de la BSR (p. ex. 1970, 1971, 1982 et 1984, Figure 26A). Le recrutement au cours de la dernière année a été estimé comme étant extrêmement élevé et est probablement un artefact du modèle causé par la surestimation de l'abondance des poissons de 2 ans dans l'indice du relevé acoustique de 2019. En général, la structure selon l'âge prédite par le modèle 1a suivait de près les cohortes observées dans les captures selon l'âge issues de la pêche (Figure 26B), mais l'abondance des cohortes a diminué plus fortement dans le temps dans le premier modèle, ce qui n'est pas incohérent puisque les activités de pêche ont tendance à privilégier les individus plus grands (plus âgés). La mortalité estimée liée à la pêche, calculée en moyenne sur les individus de 2 à 11 ans et plus, est demeurée relativement faible et constante de 1966 à 2011 (généralement < 0,4 ou un taux d'exploitation de < 33 %). L'augmentation subséquente en 2013 et 2014 ($F \sim 1,1$, taux d'exploitation ~ 67 %) provenait de la diminution de la BSR alors que les débarquements sont restés semblables à ceux des

années précédentes (Figure 26C). La capturabilité estimée du relevé (q) a augmenté presque linéairement avec l'âge (commençant autour de 0,1 pour les individus 2 ans) pour atteindre une valeur maximale aux âges de 10 et 11 ans et plus (environ 1,4; Figure 26D). La capturabilité de la population pleinement recrutée > 1 semble irréaliste du fait que le relevé acoustique ne couvre pas entièrement la zone de répartition du hareng de la division 4R et laisse supposer que d'autres aspects du modèle pourraient avoir été mal précisés (p. ex. M).

Les patrons rétrospectifs, les figures des résidus et les diagrammes de l'abondance prédite par rapport à l'abondance observée pour le modèle 1a des reproducteurs de printemps sont présentés aux figures 27 et 28. Un patron rétrospectif a été observé pour la BSR sans tendance constante. Le patron rétrospectif fortement positif de la F moyenne est dû au patron rétrospectif important de l'abondance par rapport aux débarquements commerciaux; de petits changements dans l'estimation du premier ont une grande influence sur la perception de F (Figure 27). La valeur positive du coefficient « ρ de Mohn » suggère une sous-estimation potentielle de F au cours des dernières années. Le patron rétrospectif fortement positif du recrutement pour les dernières années est dû à son estimation irréaliste pour la dernière année et illustre le fait que le recrutement ne peut être estimé de manière fiable par le modèle. L'abondance par âge estimée était fortement corrélée aux abondances observées du relevé (coefficient de corrélation de Pearson = 0,71, $p < 0,001$), mais le modèle a sous-estimé de manière constante les abondances observées les plus élevées (Figure 27D). Les tracés des résidus ont donc montré des résidus asymétriques négatifs (Figure 28). Ils ne présentaient pas de tendances claires par âge ou par année (Figure 28A), bien que certains regroupements soient présents (p. ex. les résidus négatifs de 2009-2011 pour les individus de 5 à 7 ans).

Le modèle 1b des reproducteurs de printemps, paramétré sans l'indice d'abondance de 2 ans, a produit une BSR, une structure selon l'âge, un F moyen et des coefficients de capturabilité très semblables à ceux du modèle 1a (Figure 29). Toutefois, le recrutement de la dernière année a été estimé à un niveau qui semble plus réaliste (Figure 30C). Les patrons rétrospectifs étaient comparables à ceux du modèle 1a, à l'exception de ceux du recrutement qui n'étaient pas influencés par l'importante cohorte de 2017 (nombre élevé d'individus de 2 ans en 2019) observée dans le modèle 1a (Figure 30). Les valeurs prédites étaient également fortement corrélées aux indices de relevé observés (coefficient de corrélation de Pearson = 0,70, $p < 0,001$), mais le modèle a sous-estimé les valeurs observées les plus élevées (Figure 30D). Les résidus du modèle 1b des reproducteurs de printemps présentaient le même bloc de résidus négatifs pour les individus de 5 à 7 ans en 2009-2011 que dans le modèle 1a, mais étaient moins asymétriques vers la gauche que ceux du modèle 1a (Figure 31).

Les modèles 2a et 2b diffèrent des modèles présentés précédemment par leurs hypothèses sur M. Une analyse de sensibilité a été effectuée pour déterminer la mortalité naturelle pour chaque bloc de cinq ans donnant lieu au meilleur ajustement du modèle, en fonction des sommes des carrés des résidus. Il est à noter que les sommes des carrés des résidus des deux scénarios (avec et sans les données de relevé de 2 ans) ne peuvent pas être comparées en raison de la disparité du nombre de points de données et de paramètres (Figure 32). L'analyse de sensibilité a clairement identifié des valeurs de substitution de M améliorant l'ajustement du modèle uniquement pour les périodes 1995-1999, 2000-2004 et 2005-2009 (Figure 32). Le taux de mortalité naturelle le plus élevé a été recensé pour la période de 1995 à 1999, tandis que le taux le plus faible est survenu immédiatement après (2000-2009; Figure 33). Les valeurs de mortalité naturelle conduisant à un ajustement optimal du modèle ne peuvent être expliquées par nos connaissances actuelles de l'écosystème. Par exemple, l'abondance de nombreux grands poissons de fond qui pourraient être des prédateurs du hareng a considérablement diminué au début des années 1990, ce qui, toutes choses égales par ailleurs, aurait dû entraîner une réduction de M. Ce profil incohérent de mortalité naturelle pourrait dénoter des

problèmes dans les intrants du modèle, ou plus vraisemblablement une confusion avec les changements dans la capturabilité. Les modèles 2a et 2b de la VPA pour les reproducteurs de printemps (avec les valeurs de M sélectionnées présentées à la Figure 33) ont néanmoins été ajustés dans une ultime tentative de résoudre les tendances résiduelles ou les patrons rétrospectifs des modèles 1a et 1b (figures A59, A60, A62 et A63). Toutefois, les deux modèles ont montré une certaine instabilité dans la mesure où une analyse rétrospective a abouti à une non-convergence après le retrait de la dernière année (modèle 2a) ou au moment de celle-ci (modèle 2b). Les valeurs résiduelles sont demeurées asymétriques à gauche (Figure A61 et Figure A64).

3.6. ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DU REPRODUCTEUR D'AUTOMNE

3.6.1. Prises selon l'âge

Les prises selon l'âge des reproducteurs d'automne ont montré une domination des individus de 11 ans et plus au cours des dernières années et ont permis de suivre les cohortes dominantes dans le temps le plus clairement à partir de 4 ans (Figure 34). En 2018, les harengs de la cohorte 2008 (10 ans) ont représenté 26,9 % du total des débarquements (en nombre) et le groupe de 11 ans et plus a totalisé 31,5 %. La saison de pêche 2019 a été caractérisée par la dominance des individus âgés de 11 ans et plus, représentant 40,8 % du total des débarquements (Figure 34). Les cohortes dominantes précédentes pour ce stock étaient celles de 1979, 1990, 1995, 2000 et 2001 (Figure 34, Tableau 12). L'un des plus grands nombres de poissons 3 ans a été observé en 2019. Comme pour les reproducteurs de printemps de 2 ans en 2019, ce phénomène pourrait être dû à une cohorte abondante, à un changement récent de la régénération, ou aux deux.

3.6.2. Longueur à 50 % de maturité

La longueur à 50 % de maturité (L50) des reproducteurs d'automne variait entre 256 mm et 316 mm pour les cohortes 1961 à 2016 (Figure 35). La L50 était plus élevée pour les cohortes nées dans les années 1960, plus basse pour celles des années 1970, 1980 et début 1990, puis autour de la moyenne de la série chronologique de 284 mm pour les cohortes de 1995 à 2016. La L50 pour les cohortes de 1963, 1964, 1971, 1975, 1976, 1983 et 1984 n'a pu être estimée pour le mois de novembre, faute d'échantillons disponibles pour ce mois. Les grands intervalles de confiance à 95 % pour certaines cohortes étaient associés à de petites tailles d'échantillons d'individus juvéniles ou matures. La moyenne arithmétique des L50 pour les cohortes de 1962 à 2016 est de 284 mm (longueur totale).

3.6.3. Âge à 50 % de maturité

L'A50 standardisé pour les reproducteurs de printemps variait entre 2,7 et 5,6 ans entre 1965 et 2019 et la moyenne était de 4,0 ans (Figure 36). L'A50 a diminué de 1965 à 1986, suivi d'une fluctuation en dessous de la moyenne jusqu'au milieu des années 2000 et est depuis remonté au-dessus de la moyenne. Les grands intervalles de confiance à 95 % étaient associés à de petits nombres de poissons juvéniles dans les échantillons commerciaux et de recherche.

3.6.4. Maturité selon l'âge

La maturité selon l'âge des reproducteurs d'automne a été estimée à l'aide des mêmes modèles que pour l'A50, et a montré une variation annuelle pour les individus de 3 à 5 ans. La proportion mature pour ces âges a augmenté de 1965 jusqu'au milieu des années 1980, puis a affiché une tendance générale à la baisse jusqu'en 2006 pour demeurer à des valeurs faibles jusqu'en 2019 (Figure 37, Tableau 13).

3.6.5. Poids selon l'âge

Le poids selon l'âge n'a pas pu être estimé pour les niveaux de référence des reproducteurs d'automne de 2 et 3 ans pour 24 ans et 2 ans respectivement (Figure 38). La moyenne du poids selon l'âge standardisé pour ces deux cohortes était respectivement de 0,320 kg et 0,118 kg. Le poids selon l'âge 2 est demeuré constant dans le temps, tandis que le poids à l'âge 3 a diminué au cours de la dernière décennie. Le poids selon l'âge des individus de 4 à 11 ans et plus a augmenté depuis le début de la série de données jusqu'au début des années 1980 et a montré une tendance variable, mais clairement décroissante, qui s'est poursuivie jusqu'en 2012 pour les poissons de 7 à 11 ans et plus, et jusqu'en 2018 ou 2019 pour ceux de 3 à 6 ans (Figure 38, Tableau 14).

3.6.6. Indice de relevé acoustique

La biomasse établie par relevé acoustique a peu varié entre 1991 et 2002, tandis que la période 2009-2017 a montré une plus grande variabilité d'une année à l'autre (Figure 39). La biomasse des reproducteurs d'automne a été estimée à 117 656 t pour le relevé d'août 2019, alors qu'elle a atteint 68 796 t en octobre et novembre de la même année (Figure 39). La répartition spatiale de la biomasse de harengs au cours de ces deux relevés est illustrée à la Figure 15, et la biomasse estimée par strate dans les tableaux 8 et 9. Le rapport entre la biomasse pêchée en 2019 et la biomasse estimée lors du relevé acoustique d'automne 2019 correspond à un taux d'exploitation de 17,3 % ($F = 0,190$). Ce taux d'exploitation est considéré comme une estimation maximale, mais il est susceptible de changer puisque les débarquements de 2019 ne sont que préliminaires.

L'indice de relevé désagrégé à l'âge pour les reproducteurs d'automne semblait suivre les cohortes dominantes antérieures présentes dans les prises selon l'âge de la pêche commerciale (p. ex. cohortes de 1990, 1995, 2000 et 2001; figures 34 et 40), mais les tendances dans le nombre selon l'âge du relevé acoustique après 2008 sont plus incohérentes et comprennent les effets de l'année où l'abondance était élevée dans une gamme d'âges (p. ex. 2010 et 2013) (Figure 40, tableaux 12 et 15). L'indice de relevé désagrégé à l'âge de 2019 indiquait le nombre le plus élevé de poissons âgés de 3 ans depuis le début du relevé en 1991 (Tableau 15 et Figure 40) et représentait 32,4 % de l'abondance du relevé et 16,4 % (11 313,6 t) de la biomasse du relevé. Bien que cette forte contribution de jeunes poissons puisse être une indication d'une forte cohorte 2016, sa valeur élevée pourrait être au moins partiellement associée à un changement de la capturabilité dans le relevé basé sur des échantillons biologiques indépendants de la pêche commerciale. La biomasse par année et par strate pour les relevés de 1991 à 2019 est présentée dans les tableaux A21 et A22.

3.6.7. Modèles d'évaluation des stocks

Le premier modèle pour les reproducteurs d'automne (modèle 1a) a estimé une forte baisse de la BSR qui s'est produite au début de la série chronologique (Figure 41A). Par la suite, la BSR estimée est demeurée relativement stable jusqu'à une augmentation substantielle à la fin des années 2000 pour atteindre des valeurs de BSR comparables à celles du début des années 1970. Entre 2009 et 2017, la BSR a fortement diminué, passant de 187 510 t à 58 210 t. On estime que la BSR a augmenté récemment, bien que les intervalles de confiance pour cette estimation soient très larges (Figure 41A). Le recrutement à 2 ans a été estimé comme étant très variable, avec certaines périodes (notamment 2000-2010) de niveaux plus élevés soutenus (Figure 41B). Un sommet extrême a été estimé en 2018, ce qui pourrait à nouveau être lié à l'incertitude des cohortes plus faibles observées présentes dans l'indice du relevé récent (2019, 3 ans). Aucun signe de troncature selon l'âge n'a été observé dans l'abondance estimée par âge, mais, comme le prédisait le modèle 1 des reproducteurs de printemps, les abondances

des cohortes ont eu tendance à s'épuiser plus rapidement que dans les données de capture par âge des activités de pêche (figures 34 et 41B). Cette différence entre la capture par âge et l'abondance estimée par âge n'est pas incohérente puisque les activités de pêche ont tendance à sélectionner des individus plus grands et plus âgés. La mortalité par pêche moyenne estimée était faible à modérée tout au long de la série chronologique (moyenne de $F < 0,2$, figure 41C). La capturabilité estimée du relevé augmentait avec l'âge, atteignant une valeur de 1,7 pour les individus de 11 ans et plus (figure 41D).

Les patrons rétrospectifs, les figures des résidus et les diagrammes de prédiction par rapport à ceux d'observation pour le modèle 1a des reproducteurs d'automne sont présentés à la Figure 42. Un patron rétrospectif mineur a été estimé pour la BSR, à l'exception de la dernière extraction, sans qu'une tendance constante s'en dégage (Figure 41A). L'analyse rétrospective de la moyenne de F a révélé une valeur élevée en 2014, qui a été causée par une BSR plus faible et des débarquements d'environ 20 000 tonnes (figures 41B, 42A et B). La valeur positive du coefficient « rhô de Mohn » pour la F moyenne laisse supposer une sous-estimation de cette variable au cours des dernières années. Le patron rétrospectif fortement négatif du recrutement pour les dernières années a été causé par la sensibilité du modèle à une probable surreprésentation des jeunes cohortes dans l'indice acoustique de 2019.

Le modèle 1a des reproducteurs d'automne a prédit des abondance selon l'âge dans le relevé correspondant bien aux observations du relevé le long de la ligne 1:1 (Figure 42D). Les résidus étaient normalement distribués et ne présentaient pas de tendances au travers des classes d'âge (Figure 43B, C et D). Toutefois, il existe un patron temporel clair, avec des résidus principalement positifs pour le premier bloc de relevés (1991-2002) et des résidus négatifs pour le second bloc à partir de 2009 (Figure 43A).

Le modèle 1b des reproducteurs d'automne, paramétré sans l'indice d'abondance des individus de 2 et 3 ans, a produit des BSR, des structures selon l'âge, des F moyens et des coefficients de capturabilité très semblables à ceux du modèle 1a (Figure 44). L'analyse rétrospective n'a pu être réalisée qu'avec une seule extraction (erreur fatale des moindres carrés non linéaires; Figure 45A, B et C). L'abondance prédite selon l'âge correspondait bien aux observations du relevé suivant la ligne 1:1 (Figure 45D). Les résidus du modèle 1b des reproducteurs d'automne ont révélé les mêmes blocs de résidus positifs et négatifs dans les périodes 1990-2002 et 2009-2014 que dans le modèle 1a (Figure 45). Les résidus étaient aussi normalement distribués et ne présentaient pas de tendances lorsqu'ils étaient tracés par rapport aux valeurs prédites ou à l'année (Figure 46B, C et D).

Les analyses de sensibilité sur M réalisées pour les deux configurations du modèle (a et b) ont permis d'identifier d'autres valeurs de M à partir de 1990, bien que la différence de somme des carrés des résidus soit généralement minime, sauf pour 2010-2014 où un M de 0,05 a produit une somme des carrés des résidus beaucoup plus petite (Figure 47). Pour les deux modèles, le taux de mortalité naturelle sélectionné était le plus élevé au cours de la période 2000-2004, et le plus faible par la suite (2005-2019; Figure 48). Les valeurs de mortalité naturelle conduisant à un ajustement optimal du modèle ne peuvent être expliquées par nos connaissances actuelles de l'écosystème. Par exemple, l'abondance de nombreux grands poissons de fond qui pourraient être des prédateurs du hareng a considérablement diminué au début des années 1990, ce qui, toutes choses égales par ailleurs, aurait dû entraîner une réduction de M . Ce profil incohérent de mortalité naturelle pourrait dénoter des problèmes dans les intrants du modèle, ou plus vraisemblablement une confusion avec les changements dans la capturabilité. Les modèles 2a et 2 b de la VPA pour les reproducteurs d'automne (avec les valeurs de M sélectionnées présentées dans la Figure 48) ont néanmoins été ajustés dans une ultime tentative de résoudre les tendances résiduelles ou les profils rétrospectifs des modèles 1a et 1b (figures A65, A66, A68 et A69). Les deux modèles ont montré des profils rétrospectifs fortement

positifs de BSR et de F moyen (Figure A66 et Figure A69). Les résidus principalement négatifs au cours de la période 2009-2014 étaient également présents dans les modèles 2a et 2 b, mais dans une moindre mesure que dans les modèles 1a et 1b (Figure A67 et Figure A70).

3.7. DÉTERMINANTS ENVIRONNEMENTAUX DE LA CONDITION

Le Kn des reproducteurs de printemps et d'automne a suivi des variations interannuelles semblables. Le Kn pour les deux stocks était faible au début des années 1970, a commencé à augmenter à la fin des années 1970 et est resté élevé jusqu'aux années 2010, lorsque le Kn des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne a commencé à diminuer (Figure 49). Le Kn des reproducteurs de printemps a atteint un minimum en 2016. Les indices décrivant l'environnement physique et la prolifération printanière ont montré de fortes variations interannuelles sans tendance constante (Figure 50, 51). Les abondances de *Calanus* étaient en général plus élevées au printemps qu'à l'automne (Figure 52). L'abondance de *C. finmarchicus* a atteint un sommet en 2008, 2012 et 2017. L'abondance de *C. finmarchicus* a atteint un sommet en 2003, 2009 et 2014. L'augmentation des petits calanoïde *Pseudocalanus* spp. a commencé vers 2010, ce qui a entraîné une diminution du rapport entre les grands et les petits calanoïdes. L'indice de phénologie du *C. finmarchicus* (stades C1-C4/C1-C6) au début de l'été a révélé une augmentation variable, mais régulière de 2001 à 2018, tandis que celui de l'automne variait autour de la moyenne, sans tendance temporelle. L'indice de phénologie du *C. hyperboreus* (stades C4/C1-C4) était faible en 2001-2003, élevé pendant la période 2004-2013 et variait ensuite autour de valeurs moyennes (figure 49).

Pour le Kn des reproducteurs de printemps, les meilleurs modèles considérant soit uniquement les indices environnementaux physiques, soit les indices physiques et la dynamique de la prolifération printanière, expliquaient un écart du Kn inférieur au 95^e percentile de la distribution de la déviance expliqué par des valeurs aléatoires et ont été rejetés (Tableau 17). Le meilleur modèle prenant en compte les indices d'abondance et de phénologie du zooplancton a cependant expliqué 82,6 % de la déviance de Kn. Le modèle était robuste par rapport aux années manquantes; le R² entre le Kn observé et prédit (0,80) lors de la procédure jackknife est semblable au r² obtenu avec toutes les données (0,78). Selon ce modèle, le Kn des reproducteurs de printemps était plus élevé lorsque la phénologie du *Calanus* était précoce au printemps (développement plus avancé comme l'indique une proportion plus faible de stades précoces CI-CIV), et lorsque le rapport entre l'abondance des grands copépodes calanoïdes (principalement des espèces *Calanus*) et celle des petits copépodes calanoïdes était élevé (Figure 53). Les calanoïdes de grande taille fournissent plus d'énergie par unité que les petits calanoïdes, ce qui pourrait favoriser un gain d'énergie net plus élevé pour le hareng pendant les années où les grands calanoïdes sont plus abondants (Ljungström *et al.* 2020). Les petits calanoïdes sont de plus en plus abondants dans le golfe du Saint-Laurent depuis 2014 (Blais *et al.* 2019), ce qui suggère que le hareng pourrait absorber moins d'énergie ces dernières années pour le même effort dans la recherche de nourriture.

Pour ce qui est du Kn des reproducteurs d'automne, le meilleur modèle ne considérant que les indices physiques a montré une forte autocorrélation temporelle dans les résidus pour les décalages 1-5 et a donc été rejeté (Tableau 17). Le meilleur modèle comprenait les indices d'abondance et de phénologie du *C. finmarchicus* en automne et expliquait la déviance de 61,4 % dans le Kn. Le modèle était robuste par rapport aux années manquantes; le R² entre le Kn observé et prédit (0,68) lors de la procédure jackknife est semblable au r² obtenu avec toutes les données (0,56). Le Kn des reproducteurs d'automne était plus important lorsque le *C. finmarchicus* était plus abondant et que le rapport des stades C1-C4/C1-C6 (phénologie) était plus faible, ce qui indique un développement plus précoce de la deuxième génération (Figure 54).

Pour le Rstrength, la plupart des modèles ont été rejetés, car la déviance expliquée était inférieure à la distribution de la déviance générée par les simulations de Monte Carlo (Tableau 18). Les modèles pour la composante de printemps ont montré un meilleur écart que la simulation de Monte Carlo. Toutefois, la BSR, qu'elle soit faible ou élevée, a eu un effet positif sur le recrutement, cet effet en U ne correspondant ni à un effet positif de la BSR sur R ni à un effet négatif potentiel par le biais de processus dépendant de la densité. Comme cette relation allait à l'encontre des hypothèses formulées et était très probablement due à la corrélation entre la BSR et les variables explicatives environnementales, en particulier l'abondance et la phénologie du zooplancton, ces modèles ont été rejetés. Les autres modèles n'incluant pas la BSR ne permettaient pas plus d'expliquer la déviance que les simulations de Monte Carlo.

La pêche commerciale d'automne dans la division 4R cible les agrégations de harengs qui se produisent sur la côte ouest de Terre-Neuve, vraisemblablement avant leur migration vers les habitats d'hivernage (Figure 55; McQuinn 1997). La saison de pêche a semblé varier d'une année à l'autre, mais la tendance indique également qu'elle survient plus tard dans la deuxième partie (2009-2019) que dans la première partie (1991-2002) de la série chronologique des relevés acoustiques (Figure 56). Comme la période de migrations du hareng peut être influencée par divers facteurs, y compris l'état corporel (p. ex. Slotte et Fiksen 2000 et les références qui s'y trouvent), l'hypothèse selon laquelle les variations du moment de l'agrégation du hareng à l'automne pourraient être associées aux variations de l'état corporel a été explorée qualitativement. En l'absence d'un indice précis expliquant la période de migration du hareng, le moment (numéro de semaine) où les débarquements commerciaux de la fin de l'été et de l'automne des composantes de reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne atteignent 50 % et 75 % de leurs valeurs totales a été utilisé comme approximation potentielle du moment de la migration ou de l'agrégation du hareng (Figure 55). Le Kn standardisé des reproducteurs de printemps (août) et des reproducteurs d'automne (novembre) est passé de valeurs faibles dans les années 1970 à des valeurs élevées au début des années 1980 et l'est demeuré jusqu'au milieu des années 2000; le Kn a ensuite diminué entre 2005 et 2019 (Figure 55, tableaux du haut). Le calendrier de pêche d'automne a apparemment reflété ces changements, ces activités ayant lieu généralement plus tôt pendant la période de Kn élevé (1980-2004) que pendant celles où le Kn est faible (avant 1980, 2005-2019) (Figure 55, tableaux du bas). La période des relevés acoustiques a eu lieu pendant la majeure partie des activités de pêche commerciale (comme indiqué par la répartition 50 %-75 %) sur la première période du relevé acoustique (1991-2002), mais depuis 2009, le relevé acoustique a été effectué principalement avant la majeure partie des activités de pêche (Figure 55). Ce changement dans la période relative du relevé acoustique et de la pêche commerciale représentait une déviation du plan initial du relevé visant à cibler les agrégations automnales de harengs pendant la pêche commerciale. Une autre hypothèse serait qu'un Kn plus faible (plus élevé) pourrait découler d'une pêche commerciale pratiquée plus tard (plus tôt) et menant à des captures après (pendant) la pointe saisonnière pour le Kn. La vérification explicite de ces hypothèses et l'amélioration de notre compréhension des facteurs à l'origine des changements observés dans la saison de la pêche commerciale d'automne et de sa correspondance avec le relevé acoustique justifient néanmoins des travaux supplémentaires dans le futur.

3.8. QUALITÉ DE L'ÉVALUATION

Lors de réunions d'examen par les pairs précédentes (MPO 2016 et 2018b), des préoccupations ont été soulevées relativement à certains aspects du relevé acoustique. Un indice d'évaluation exige que les estimations d'une année soient comparables à celles de l'année suivante, afin que les tendances en matière d'abondance ou de biomasse puissent être identifiées et attribuées soit aux processus naturels, soit aux activités de pêche commerciale. Toutefois, comme le montre l'analyse des courbes de capture, la capturabilité du relevé

hydroacoustique semble avoir varié dans le temps. Ce changement est peut-être lié à la période du relevé (de fin octobre à début novembre) qui est restée relativement constante, alors que la pointe des activités de pêche s'est déplacée dans le temps (vers la fin septembre à début décembre), ce qui pourrait indiquer un changement dans le comportement du poisson et donc sa disponibilité pour le relevé. En outre, l'effort d'échantillonnage et la couverture varient également d'une année à l'autre, la densité des transects (nulle, clairsemée ou élevée, Figure A57) et la distance par rapport à la rive étant parmi les problèmes identifiés. Enfin, l'échantillonnage biologique utilisé pour répartir la biomasse entre les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne et pour convertir la biomasse en nombre selon l'âge a été effectué avec des engins différents d'une année à l'autre, ce qui pourrait entraîner des changements dans la capturabilité relative de différents âges ou groupes reproducteurs, était tributaire des échantillons de la pêche commerciale pour la majeure partie des dernières années, et la taille des échantillons était souvent très petite dans le cas des reproducteurs de printemps.

Dans le présent document, nous avons cherché à ré-ajuster le modèle de la VPA tout en essayant de répondre à certaines de ces préoccupations, et une analyse détaillée des diagnostics du modèle a été présentée. Les analyses de sensibilité et les diagnostics effectués en supposant des équations dynamiques des populations de base (modèle de la VPA) ont confirmé des incohérences (tendances résiduelles, sensibilité par rapport à M , qui est confondue avec ou causée par la variabilité de q) et une incertitude dans l'état récent du stock. Par conséquent, les modèles de la VPA des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne ont été rejetés lors de la réunion d'examen par les pairs.

Les reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne dans la division 4R constituent des stocks relativement riches en données, bien que des incertitudes importantes subsistent dans les données indépendantes de la pêche. Les informations disponibles pour les harengs de printemps et d'automne de la division 4R utilisées pour évaluer l'état du stock et la pression de la pêche sont résumées dans le Tableau 19, et les avis sont fournis en fonction de la quantité et de la qualité de chaque source de données combinée.

4. CONCLUSIONS ET AVIS

Le changement probable de la capturabilité du relevé acoustique qui a conduit au rejet du modèle de population pour les deux stocks de harengs de la côte ouest de Terre-Neuve ne permet pas une évaluation quantitative de l'état des stocks. Toutefois, plusieurs indices biologiques indiquent que les populations de harengs de la côte ouest de Terre-Neuve ne sont pas actuellement surexploitées.

Les captures selon l'âge issues de la pêche commerciale suivent la progression des cohortes de la pêche jusqu'à 11 ans et plus pour les deux stocks reproducteurs, ce qui indique une faible mortalité globale. Les captures selon l'âge sont également dominées par les individus âgés pour le stock de reproducteurs d'automne, qui font l'objet de la majorité des débarquements. Dans un stock surexploité, les cohortes disparaîtraient probablement avant d'avoir atteint un âge avancé et les débarquements seraient dominés par les jeunes individus (Berkeley *et al.* 2004).

La longueur à 50 % de maturité (L_{50}) dans les deux stocks reproducteurs montre des tendances variables autour de la moyenne pour les cohortes de 1962 à 2016. L'âge à 50 % de maturité (A_{50}) fluctue autour de la moyenne pour les reproducteurs de printemps et a augmenté au cours de la dernière décennie chez les reproducteurs d'automne. On aurait pu s'attendre à ce qu'une pression de pêche excessive réduise la L_{50} et la A_{50} (Kuparinen et Merilä 2007).

L'abondance de poissons juvéniles observée dans les relevés acoustiques de 2019, par les pêcheurs commerciaux et dans les captures commerciales par âge des reproducteurs de printemps et d'automne sont autant de signes encourageants pour l'avenir, mais ils devront être suivis et validés.

Bien que le relevé acoustique présente des incertitudes nuisant à l'interprétation des tendances temporelles et des valeurs absolues de l'abondance, la biomasse calculée en 2019 correspond à une estimation minimale de la quantité de poissons disponibles au moment du relevé. Les taux d'exploitation maximaux estimés à partir de cette biomasse et de la pêche commerciale de 2019 étaient faibles, mais ils pourraient être révisés puisque les débarquements de 2019 ne sont que préliminaires.

En conclusion, les informations disponibles jusqu'en 2019 (captures commerciales par âge, âge et longueur à maturité, abondance de jeunes poissons, faible taux d'exploitation en 2019) laissent penser que les niveaux de capture actuels ne présentent pas de risque significatif à court terme pour les stocks de hareng dans la division 4R. Des données probantes indiquent que l'état du stock de reproducteurs de printemps était relativement faible au cours de la dernière décennie et que celui du stock de reproducteurs d'automne se situait à un niveau modéré au cours des dernières années. On observe un signe d'augmentation récente pour les deux stocks, mais cela doit être confirmé des données d'années supplémentaires. Cette conclusion devra être reconsidérée après l'examen du cadre d'évaluation.

5. REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier plusieurs personnes et reconnaître leur contribution à ce travail. Nous remercions M. Jerry Lavers, échantillonneur du MPO sur la côte ouest de Terre-Neuve, Andrew Smith, Geneviève Perrin, Linda Girard, Mélanie Boudreau et les nombreux biologistes et techniciens qui ont recueilli les données biologiques. Nous sommes également reconnaissants aux capitaines et aux équipages des NGCC *Frederick G. Creed* et *Leim*, ainsi qu'à ceux des navires de pêche commerciale pour leur excellente collaboration. Enfin, nous tenons aussi à remercier Shani Rousseau, Mathieu Boudreau et Benjamin Grégoire pour la révision de ce document.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Beaulieu, J.-L., McQuinn, I. H., et Grégoire, F. 2010. [Le hareng \(*Clupea harengus harengus* L.\) de la côte ouest de Terre-Neuve \(Division 4R de l'OPANO\) en 2009](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/049. vi + 42 p.
- Berkeley, S. A., Hixon, M. A., Larson, R. J., et Love, M. S. 2004. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries* 29:23-32.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Scarratt, M., Devine, L. et Lehoux, C. 2019. [Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/059. iv + 67 pp.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Nozères, C., Scallon-Chouinard, P.-M. et Senay, C. 2020. [Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2019 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/009. iv + 93 p.
- Brassard, C., Lussier, J.-F., Benoît, H., Way, M. et Collier, F. 2020. [L'état du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) du nord du golfe du Saint-Laurent \(3Pn, 4RS\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/075. x + 119 p.

-
- Brosset, P., Doniol-Valcroze, T., Swain, D. P., Lehoux, C., Van Beveren, E., Mbaye, B. C., Emond, K., et Plourde, S. 2019. Environmental variability controls recruitment but with different drivers among spawning components in Gulf of St. Lawrence herring stocks. *Fish. Oceanogr.* 28(1):1–17.
- Cardinale, M., et Modin, J. 1999. Changes in size-at-maturity of Baltic cod (*Gadus morhua*) during a period of large variations in stock size and environmental conditions. *Fish. Res.* 41:285-295.
- Cleary, L., Hunt, J., Moores, J., et Tremblay, D. 1982. [Herring aging workshop, St. John's, Newfoundland, March 1982](#). DFO CAFSAC Res. Doc. 82/41. 10 p.
- Cochran, W. G. 1977. Sampling techniques. John Wiley & Sons. New York.
- Darbyson, E., Swain, D. P., Chabot, D., et Castonguay, M. (2003). Diel variation in feeding rate and prey composition of herring and mackerel in the southern Gulf of St Lawrence. *J. Fish Biol.* 63(5):1235–1257.
- Demer, D. A., Berger, L., Bernasconi, M., Bethke, E., Boswell, K., Chu, D., Domokos, R., *et al.* 2015. [Calibration of acoustic instruments. ICES Cooperative Research Report No. 326](#). 133 pp.
- Duplisea, D., Merette, D., Roux, M.-J., Benoit, H. B., Blais, M., Bourdages, H., Galbraith, P. et Plourde, S. 2020. [Gulf of St. Lawrence ecosystem approach: gslea. R package version 0.1 \(2020\)](#).
- Enberg, K., Jørgensen, C., Dunlop, E. S., Varpe, Ø., Boukal, D. S., Baulier, L., Eliassen, S., et Heino, M. 2012. Fishing-induced evolution of growth: concepts, mechanisms and the empirical evidence. *Mar. Ecol.* 33:1–25.
- Fasiolo M., Goude Y., Nedellec R. et Wood S. N. (2017). [Fast calibrated additive quantile regression](#).
- Fox, J et Weisberg, S. 2011. [An {R} companion to applied regression](#), second edition. Thousand Oaks, CA.
- Foote, K. G. 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *J. Acoust. Soc. Am.* 82:981-987.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Lefaiivre, D. et Lafleur, C. 2019. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/046. iv + 83 p.
- Grégoire, F., Beaulieu, J.-L., et McQuinn, I. H. 2013. [Les stocks de hareng \(*Clupea harengus harengus* L.\) de la côte ouest de Terre-Neuve \(Division 4R de l'OPANO\) en 2011](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/121. iv + 70 p.
- Grégoire, F., Lefebvre, L., et Travers, J. 2004. [Évaluation analytique et analyses de risque pour les stocks de hareng \(*Clupea harengus harengus* L.\) de la côte ouest de Terre-Neuve \(Division 4R de l'OPANO\) en 2002](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2004/060. iii + 89 p.
- Kuparinen, A., et J. Merilä. 2007. Detecting and managing fisheries-induced evolution. *Trends Ecol. Evol.* 22:652–659.
- Lamichhaney, S., Fuentes-Pardo, A. P., Rafati, N., Ryman, N., McCracken, G. R., Bourne, C., Singh, R., Ruzzante, D. E., et Andersson, L. 2017. Parallel adaptive evolution of geographically distant herring populations on both sides of the North Atlantic Ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114(17):E3452-E3461.
-

-
- Lappalainen, A., Saks, L., Šuštar, M., Heikinheimo, O., Jürgens, K., Kokkonen, E., Kurkilahti, M., Verliin, A., et Vetemaa, M. 2016. Length at maturity as a potential indicator of fishing pressure effects on coastal pikeperch (*Sander lucioperca*) stocks in the northern Baltic Sea. *Fish. Res.* 174:47-57.
- Le Cren, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca flavescens*). *J. Anim. Ecol.* 20:201–219.
- Légaré, B., Beaulieu, J.-L., Girard, L. and Grégoire, F. 2014. [Les stocks de hareng \(*Clupea harengus harengus* L.\) de la côte ouest de Terre-Neuve \(Division 4R de l'OPANO\) en 2013](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/091. v + 74 p.
- Ljungström, G., Claireaux, M., Fiksen, Ø., & Jørgensen, C. 2020. Body size adaptations under climate change: Zooplankton community more important than temperature or food abundance in model of a zooplanktivorous fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 636:1–18.
- McDermid, J. L., Swain, D. P., Turcotte, F., Robichaud, S.A., and Surette, T. 2018. [Évaluation des stocks de hareng de l'Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la division 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2016 et 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/052. xiv + 122 p.
- McQuinn, I. H. 1987a. [Revisions to the 4R herring Catch-at-age matrices](#). *Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Com. Res. Doc.* 87/68, 23 p.
- McQuinn, I. H. 1987b. [New maturity cycle charts for herring stocks along the West Coast of Newfoundland \(NAFO Division 4R\) and the North Shore of Quebec \(NAFO Division 4S\)](#). *Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Com. Res. Doc.* 87/66. 11 p.
- McQuinn, I. H. 1989. Identification of spring- and autumn-spawning herring (*Clupea harengus harengus*) using maturity stages assigned from a gonadosomatic index model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:969–980.
- McQuinn, I. H. 1997. Metapopulations and the Atlantic herring. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7(3):297 – 329
- McQuinn, I. H., et Lefebvre, L. 1999. [An evaluation of the western Newfoundland herring acoustic abundance index from 1989-1997](#). CSAS Res. Doc. 99/120. 20 p.
- McQuinn, I. H. et L. Lefebvre. 1995. [A review of the West Coast of Newfoundland \(NAFO division 4R\) herring fishery data \(1973 to 1994\)](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 95/56, 40 p.
- McQuinn, I. H., M. Hammil, et L. Lefebvre. 1999. [An assessment and risk projections of the West Coast of Newfoundland \(NAFO Division 4R\) Herring Stocks \(1965 to 2000\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 99/119, 94 p.
- McQuinn, I. H., Reid, D., Berger, L., Diner, N., Heatley, D., Higginbottom, I., Andersen, L. N., Langeland, O., et Lapierre, J.-P. 2005. Description of the ICES HAC standard data exchange format, Version 1.60. In ICES Cooperative Research Report No. 278. 86 p.
- Melvin, G. D., Stephenson, R. L., et Power, M. J. 2009. Oscillating reproductive strategies of herring in the western Atlantic in response to changing environmental conditions. *ICES J. Mar. Sci.* 66(8):1784–1792.
- Messieh, S. N. 1972. Use of otoliths in identifying herring stocks in the southern Gulf of St. Lawrence and adjacent waters. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 29:1113–1118.
- Meyer, K. A., Schill, D. J. Elle, F. S., et Lamansky, J. A. 2003. reproductive demographics and factors that influence length at sexual maturity of Yellowstone cutthroat trout in Idaho. *Trans. Am. Fish. Soci.* 132:183–195.
-

-
- Mitson, R. B. 1983. Acoustic detection and estimation of fish near the sea-bed and surface. FAO Fish. Rep. 300: 27–34.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: an investigation using cod fishery and simulated data. ICES J. of Mar. Sci. 56:473–488.
- MPO. 2002. [Hareng de la côte ouest de Terre-Neuve \(Division 4R\)](#). MPO Sciences, Rapport sur l'état des stocks B4-01 (2002).
- MPO. 2003. [Hareng de la côte ouest de Terre-Neuve \(Division 4R\) en 2002](#). MPO Sciences, Rapport sur l'état des stocks 2003/008 (2003).
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). [consulté le 23 mars 2009].
- MPO. 2016. [Évaluation des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve \(Division 4R\) en 2015](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/024.
- MPO. 2017. [Plan de gestion intégrée des pêches: Hareng - Région de Terre-Neuve-et-Labrador 4R3Pn](#). Pêches et Océans Canada. St. John's. Terre-Neuve-et-Labrador.
- MPO. 2018a. [Décisions dans la gestion des pêches Division 4R de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest \(OPANO\) – Zones de pêche du hareng 13 et 14](#) [consulté le 26 juin 2020].
- MPO 2018b. [Évaluation des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve \(division 4R\) en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2018/036.
- MPO. 2019. [Évaluation des stocks de hareng de la Côte-Nord du Québec \(division 4S\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2019/037.
- MPO. 2021. [Évaluation des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve \(division OPANO 4R\) en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/005.
- NOAA Fisheries Toolbox. 2014. [Virtual Population Analysis](#), Version 3.4.4 [consulté le 19 mars 2018].
- O'Boyle, R. N. et Atkinson, D. B. 1989. [Hydroacoustic survey methodologies for pelagic fish as recommended by CAFSAC](#). CAFSAC Res. Doc. 89/72, 12 p.
- Ogle, D. H. 2016. Introductory fisheries analyses with R. CRC Press, Boca Raton, FL.
- R Core Team. 2020. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schweigert, J., Fort, C. et Tanasichuk, R. 1998. [Stock assessment for British Columbia Herring in 1998 and forecasts of the potential catch in 1999](#). DFO Can. Stock Asses. Sec. Res. Doc. 99/21.
- Simard, Y., McQuinn, I. H., Montminy, M., Lang, C., Stevens, C., Goulet, F., Lapierre, J.-F., Beaulieu, J.-L., Landry, J., Samson, Y., et Gagné, M. 2000. CH2, Canadian hydroacoustic data analysis tool 2 user's manual (version 2.0). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2332, vii + 123 p.
- Sinclair, A. F. 2001. Natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St Lawrence. ICES J. Mar. Sci. 58:1–10.
- Slotte, A., et Fiksen, Ø. 2000. State-dependent spawning migration in Norwegian spring-spawning herring. J. of Fish Biol. 56(1):138–162.
-

Fisheries Resource Conservation Council. 2009. [Fishing into the future: the herring fishery in eastern Canada. A report to the Minister of Fisheries and Oceans](#). Ottawa. 37 pp.

Wood, S.N. 2017. Generalized additive models: an introduction with R, second edition). Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL.

TABLEAUX

Tableau 1. Différences entre les modèles 1a, 1b, 2a et 2b de la VPA. SS : reproducteurs de printemps et FS : reproducteurs d'automne.

Modèle	Incluant âge 2 dans le NAA du relevé	Incluant âge 3 dans le NAA du relevé	M
SS Modèle 1a	Oui	Oui	0,2
SS Modèle 1b	Non	Oui	0,2
SS Modèle 2a	Oui	Oui	Analyse de sensibilité
SS Modèle 2b	Non	Oui	Analyse de sensibilité
FS Modèle 1a	Oui	Oui	0,2
FS Modèle 1b	Non	Non	0,2
FS Modèle 2a	Oui	Oui	Analyse de sensibilité
FS Modèle 2b	Non	Non	Analyse de sensibilité

Tableau 2. Débarquements (t) annuels et Total Admissible des Captures (TAC) de hareng par engin et zone unitaire pour la Division 4R entre 1966 et 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

ANNÉE	4Ra						4Rb							
	Senne bourse >65'	Senne bourse <65'	Filet maillant	Senne Tuck	Trappe	Autre*	TOTAL	Senne bourse >65'	Senne bourse <65'	Filet maillant	Senne Tuck	Trappe	Autre*	TOTAL
1966	0	-	45	-	-	-	45	5 491	-	39	-	-	-	5 530
1967	0	-	40	-	-	-	40	5 464	-	76	-	-	-	5 540
1968	0	-	11	-	-	-	11	3 776	-	67	-	-	-	3 843
1969	0	-	68	-	-	-	68	2 344	-	201	-	-	-	2 545
1970	0	-	407	-	-	-	407	2 939	-	534	-	-	-	3 473
1971	356	-	1 598	-	-	-	1 954	725	-	338	-	-	-	1 063
1972	0	-	3 628	-	-	-	3 628	1 330	-	214	-	-	-	1 544
1973	3 453	-	5 760	-	-	-	9 213	1 763	-	305	-	-	-	2 068
1974	1 071	-	1 972	-	-	-	3 043	439	-	479	-	-	-	918
1975	0	-	1 764	-	-	22	1 786	0	-	240	-	-	26	266
1976	184	-	2 143	-	-	140	2 467	0	-	226	-	-	20	246
1977	2 155	-	2 028	-	-	183	4 366	0	-	158	-	-	31	189
1978	1 834	-	3 795	-	-	22	5 651	0	-	288	-	-	81	369
1979	0	-	3 258	-	-	7	3 265	2 829	-	1 048	-	-	121	3 998
1980	428	-	3 810	-	-	5	4 243	2 002	-	879	-	-	88	2 969
1981	342	-	1 600	-	-	27	1 969	2 037	-	913	-	-	140	3 090
1982 ²	0	-	1 695	-	-	1	1 696	3 973	-	519	-	-	58	4 550
1983 ²	787	-	1 438	-	-	34	2 259	3 223	-	226	-	-	108	3 557
1984 ²	15	-	790	-	-	4	809	4 166	-	554	-	-	2	4 722
1985 ²	0	-	295	-	-	6	301	9 718	-	348	-	-	4	10 070
1986 ²	0	-	337	-	-	0	337	15 830	-	468	-	-	0	16 298
1987	164	-	829	-	-	0	993	10 164	-	327	-	-	5	10 496
1988	44	-	509	-	-	0	553	1 093	-	256	-	-	0	1 349
1989	13	-	337	-	-	0	350	947	-	69	-	-	0	1 016
1990	0	0	323	0	54	0	377	1 145	0	174	-	13	0	1 332
1991	0	151	368	-	56	1	576	6 567	270	103	-	7	0	6 947
1992	0	347	440	-	115	-	902	3 954	145	47	-	1	0	4 147
1993	362	332	55	-	103	-	852	1 899	299	0	-	0	0	2 198
1994	72	406	394	-	145	1	1 017	4 063	1 487	161	-	0	0	5 711
1995	464	580	1 215	-	24	0	2 284	2 138	930	101	-	104	0	3 273
1996	226	404	1 883	-	70	0	2 584	1 896	886	143	-	27	0	2 951
1997	0	617	1 765	-	189	1	2 571	2 192	1 097	8	-	154	0	3 451
1998	577	647	2 793	-	110	2	4 129	4 750	1 455	1 398	-	123	3	7 729
1999	610	379	600	-	64	-	1 653	3 409	1 060	269	-	28	0	4 766
2000	414	307	1 231	-	29	0	1 981	1 776	1 149	40	-	30	0	2 995
2001	1 228	223	1 157	-	5	0	2 613	1 076	1 360	58	-	145	4	2 643
2002	247	233	1 103	-	9	13	1 604	1 407	1 029	121	-	64	-	2 621
2003	-	23	1 193	-	74	-	1 290	110	148	426	-	30	-	714
2004	-	185	429	-	99	0	712	-	169	53	-	28	2	252
2005	-	110	537	72	329	90	1 137	733	1 340	467	502	191	340	3 574
2006	18	81	446	12	400	0	957	1 830	1 841	171	1 673	99	31	5 645
2007	14	148	43	0	680	0	884	106	322	78	382	26	-	915
2008	-	31	-	0	700	-	731	2 679	523	1	83	-	-	3 286
2009	-	97	0	-	725	0	821	1 516	732	-	2 179	147	0	4 573
2010	-	-	451	-	533	0	984	3 310	838	69	1 411	23	-	5 651
2011	-	51	2 017	-	625	0	2 694	5 486	469	89	345	0	0	6 389
2012	-	103	1 362	65	862	4	2 396	5 150	3 509	421	169	-	0	9 249
2013	-	86	718	87	1 087	-	1 977	5 051	2 663	145	648	144	0	8 651
2014	-	445	92	135	1 414	43	2 129	9 171	4 226	4	371	26	0	13 798
2015	140	500	680	75	928	-	2 322	10 936	3 738	0	1 241	-	-	15 915
2016	742	522	623	179	1 129	-	3 195	9 576	3 473	-	1 103	3	99	14 253
2017	852	447	545	252	746	-	2 842	7 048	2 375	1	265	-	37	9 727
2018 ¹	-	117	511	514	423	-	1,566	3 551	526	1	281	1	-	4 360
2019 ¹	1 362	585	671	1 544	289	-	4 452	5 446	1 758	9	573	-	-	7 786
MOYENNE (1966-2017)							1 878							4 674

¹Inclus chalut à crevette, senne-barrage, chalut pélagique, chalut de fond arrière.

²Préliminaire; ²Senne bourse avec débarquements ajustés selon les données de l'industrie (McQuinn 1987a)

Tableau 2 (suite).

ANNÉE	4Rc							4Rd						
	Senne bourse >65'	Senne bourse <65'	Filet maillant	Senne Tuck	Trappe	Autre*	TOTAL	Senne bourse >65'	Senne bourse <65'	Filet maillant	Senne Tuck	Trappe	Autre*	TOTAL
1966	0	-	103	-	-	-	103	0	-	216	-	-	-	216
1967	0	-	66	-	-	-	66	0	-	215	-	-	-	215
1968	0	-	59	-	-	-	59	0	-	156	-	-	-	156
1969	0	-	46	-	-	-	46	241	-	36	-	-	-	277
1970	12	-	15	-	-	-	27	28	-	51	-	-	-	79
1971	2 239	-	185	-	-	-	2 424	3 287	-	543	-	-	-	3 830
1972	727	-	135	-	-	-	862	4 743	-	178	-	-	-	4 921
1973	2 740	-	122	-	-	-	2 862	12 112	-	429	-	-	-	12 541
1974	756	-	101	-	-	-	857	2 465	-	159	-	-	-	2 624
1975	0	-	112	-	-	16	128	3 221	-	116	-	-	3	3 340
1976	1 956	-	111	-	-	2	2 069	6 067	-	499	-	-	3	6 569
1977	2 009	-	193	-	-	3	2 205	5 289	-	272	-	-	7	5 568
1978	1 037	-	931	-	-	16	1 984	6 252	-	522	-	-	33	6 807
1979	2 774	-	2 267	-	-	2	5 043	4 387	-	1 642	-	-	3	6 032
1980	3 703	-	3 224	-	-	17	6 944	3 499	-	1 558	-	-	41	5 098
1981	3 277	-	1 622	-	-	0	4 899	2 269	-	1 368	-	-	2	3 639
1982 ²	5 575	-	1 572	-	-	11	7 158	0	-	1 463	-	-	3	1 466
1983 ²	3 269	-	873	-	-	46	4 188	0	-	1 410	-	-	2	1 412
1984 ²	3 023	-	902	-	-	0	3 925	0	-	1 006	-	-	1	1 007
1985 ²	1 733	-	164	-	-	0	1 897	1 720	-	398	-	-	0	2 118
1986 ²	1 586	-	1 069	-	-	0	2 655	1 854	-	273	-	-	0	2 127
1987	3 183	-	1 137	-	-	0	4 320	222	-	550	-	-	0	772
1988	13 197	-	592	-	-	0	13 789	2 019	-	435	-	-	0	2 454
1989	6 589	-	444	-	-	0	7 033	9 111	-	177	-	-	0	9 288
1990	824	248	187	-	0	0	1 259	3 275	1 768	152	-	0	0	5 196
1991	1 577	741	175	-	0	0	2 494	14 961	1 326	133	-	0	0	16 420
1992	1 271	82	37	-	0	0	1 391	7 589	1 279	27	-	1	0	8 896
1993	740	276	9	-	0	4	1 029	8 634	2 333	55	-	0	0	11 022
1994	2 026	951	75	-	0	0	3 053	1 472	1 010	117	-	0	0	2 599
1995	5 457	1 680	179	-	5	1	7 321	2 755	201	163	-	12	1	3 134
1996	6 751	1 332	84	-	5	1	8 173	600	450	65	-	0	0	1 114
1997	4 237	1 042	11	-	7	2	5 300	1 322	296	19	-	0	0	1 638
1998	3 712	2 173	5	-	0	1	5 891	428	160	21	-	0	0	609
1999	2 195	891	0	-	0	0	3 087	932	269	0	-	0	0	1 201
2000	4 766	1 697	5	-	0	0	6 469	1 470	0	0	-	0	0	1 470
2001	4 708	1 578	-	-	-	93	6 379	1 332	257	-	-	-	-	1 589
2002	5 929	1 721	9	-	-	-	7 660	809	400	23	-	-	0	1 232
2003	2 192	401	1	-	-	0	2 593	8 788	1 735	10	-	-	0	10 533
2004	5 673	489	-	-	-	-	6 162	5 426	2 131	17	-	-	-	7 574
2005	4 693	925	-	269	-	2	5 889	5 579	1 543	27	65	9	103	7 326
2006	3 029	991	3	433	-	-	4 457	6 224	1 028	82	182	-	22	7 538
2007	10 834	1 866	4	1 119	-	8	13 831	-	323	7	45	-	-	375
2008	4 165	666	-	837	-	-	5 668	4 341	3 137	2	3 578	-	-	11 058
2009	8 306	1 839	-	562	-	-	10 707	1 349	1 748	-	1 037	-	-	4 134
2010	3 352	715	3	272	-	-	4 342	3 556	3 397	2	1 270	4	-	8 228
2011	2 770	1 399	2	609	-	120	4 899	2 004	3 510	-	929	-	46	6 489
2012	1 821	866	7	280	-	19	2 994	3 076	694	-	828	-	114	4 712
2013	2 643	2 063	51	1 564	-	-	6 322	2 291	93	1	38	-	-	2 424
2014	303	287	-	49	-	-	640	520	546	-	520	-	-	1 585
2015	92	170	-	358	-	17	637	-	63	-	356	-	127	546
2016	681	336	-	1 105	-	89	2 211	-	66	-	207	-	-	273
2017	1 272	350	-	480	-	-	2 102	456	140	-	170	-	-	767
2018 ¹	275	238	-	94	-	-	607	250	86	-	550	-	-	885
2019 ¹	869	1 324	-	881	-	-	3 073	-	91	-	380	-	-	470
MOYENNE (1966-2017)							4 010							4 082

*Inclus chalut à crevette, senne-barrage, chalut pélagique, chalut de fond arrière.

¹Préliminaire; ²Senne bourse avec débarquements ajustés selon les données de l'industrie (McQuinn 1987a)

Tableau 2 (suite).

ANNÉE	Senne bourse		Filet	Senne Tuck	Trappe	Autre*	Total	4Ra	4Rb	4Rc	4Rd	4R	TAC
	>65'	<65'											
1966	5 491	0	403	0	0	0	5 894	68	2 545	46	277	2 936	-
1967	5 464	0	397	0	0	0	5 861	407	3 473	27	79	3 986	-
1968	3 776	0	293	0	0	0	4 069	1 954	1 063	2 424	3 830	9 271	-
1969	2 585	0	351	0	0	0	2 936	3 628	1 544	862	4 921	10 955	-
1970	2 979	0	1 007	0	0	0	3 986	9 213	2 068	2 862	12 541	26 684	-
1971	6 607	0	2 664	0	0	0	9 271	3 043	918	857	2 624	7 442	-
1972	6 800	0	4 155	0	0	0	10 955	1 786	266	128	3 340	5 520	-
1973	20 068	0	6 616	0	0	0	26 684	2 467	246	2 069	6 569	11 351	-
1974	4 731	0	2 711	0	0	0	7 442	4 366	189	2 205	5 568	12 328	-
1975	3 221	0	2 232	0	0	67	5 520	5 651	369	1 984	6 807	14 811	-
1976	8 207	0	2 979	0	0	165	11 351	3 265	3 998	5 043	6 032	18 338	-
1977	9 453	0	2 651	0	0	224	12 328	4 243	2 969	6 944	5 098	19 254	12 000
1978	9 123	0	5 536	0	0	152	14 811	1 969	3 090	4 899	3 639	13 597	12 500
1979	9 990	0	8 215	0	0	133	18 338	1 696	4 550	7 158	1 466	14 870	12 500
1980	9 632	0	9 471	0	0	151	19 254	2 259	3 557	4 188	1 412	11 416	18 000
1981	7 925	0	5 503	0	0	169	13 597	809	4 722	3 925	1 007	10 463	16 000
1982 ²	9 548	0	5 249	0	0	73	14 870	301	10 070	1 897	2 118	14 386	10 000
1983 ²	7 279	0	3 947	0	0	190	11 416	337	16 298	2 655	2 127	21 417	10 000
1984 ²	7 204	0	3 252	0	0	7	10 463	993	10 496	4 320	772	16 581	10 000
1985 ²	13 171	0	1 205	0	0	10	14 386	553	1 349	13 789	2 454	18 145	10 000
1986 ²	19 270	0	2 147	0	0	0	21 417	350	1 016	7 033	9 288	17 687	17 000
1987	13 733	0	2 843	0	0	5	16 581	377	1 332	1 259	5 196	8 164	30 600
1988	16 353	0	1 792	0	0	0	18 145	576	6 947	2 494	16 420	26 437	30 600
1989	16 660	0	1 027	0	0	0	17 687	902	4 147	1 391	8 896	15 336	37 000
1990	5 245	2 016	836	0	66	0	8 164	852	2 198	1 029	11 022	15 100	35 000
1991	23 106	2 488	779	0	62	1	26 437	1 017	5 711	3 053	2 599	12 380	35 000
1992	12 815	1 853	552	0	117	0	15 336	2 284	3 273	7 321	3 134	16 012	35 000
1993	11 634	3 240	119	0	103	4	15 100	2 584	2 951	8 173	1 114	14 823	35 000
1994	7 634	3 854	747	0	145	1	12 380	2 571	3 451	5 300	1 638	12 960	35 000
1995	10 815	3 392	1 658	0	145	2	16 012	4 129	7 729	5 891	609	18 359	22 000
1996	9 472	3 072	2 175	0	102	1	14 823	1 653	4 766	3 087	1 201	10 707	22 000
1997	7 751	3 052	1 803	0	350	3	12 960	1 981	2 995	6 469	1 470	12 916	22 000
1998	9 468	4 434	4 217	0	233	6	18 359	68	2 545	46	277	2 936	22 000
1999	7 146	2 599	869	0	92	0	10 707	407	3 473	27	79	3 986	13 000
2000	8 427	3 153	1 277	0	59	0	12 916	1 954	1 063	2 424	3 830	9 271	15 000
2001	8 344	3 418	1 215	0	150	97	13 224	2 613	2 643	6 379	1 589	13 224	15 000
2002	8 392	3 383	1 256	0	73	13	13 117	1 604	2 621	7 660	1 232	13 117	15 000
2003	11 090	2 307	1 630	0	104	0	15 131	1 290	714	2 593	10 533	15 130	20 000
2004	11 099	2 974	499	0	127	2	14 701	712	252	6 162	7 574	14 700	20 000
2005	11 005	3 918	1 031	908	529	535	17 926	1 137	3 574	5 889	7 326	17 926	20 000
2006	11 101	3 941	702	2 300	499	53	18 596	957	5 645	4 457	7 538	18 597	20 000
2007	10 954	2 659	132	1 546	706	8	16 005	884	915	13 831	375	16 005	20 000
2008	11 185	4 357	3	4 498	700	0	20 743	731	3 286	5 668	11 058	20 743	20 000
2009	11 171	4 416	0	3 778	872	0	20 237	821	4 573	10 707	4 134	20 235	20 000
2010	10 218	4 950	525	2 953	560	0	19 206	984	5 651	4 342	8 228	19 205	20 000
2011	10 260	5 429	2 108	1 883	625	166	20 471	2 694	6 389	4 899	6 489	20 471	20 000
2012	10 047	5 172	1 790	1 342	862	137	19 350	2 396	9 249	2 994	4 712	19 351	20 000
2013	9 985	4 905	915	2 337	1 231	0	19 373	1 977	8 651	6 322	2 424	19 374	20 000
2014	9 994	5 504	96	1 075	1 440	43	18 152	2 129	13 798	640	1 585	18 152	20 000
2015	11 168	4 471	680	2 030	928	144	19 421	2 322	15 915	637	546	19 420	20 000
2016	10 999	4 397	623	2 594	1 132	188	19 933	3 195	14 253	2 211	273	19 932	20 000
2017	9 628	3 312	546	1 167	746	37	15 436	2 842	9 727	2 102	767	15 438	20 000
2018 ¹	4 076	966	512	1 439	424	0	7 417	1 566	4 360	607	885	7 418	20 000
2019 ¹	7 445	3 989	681	3 378	289	0	15 782	4 452	7 786	3 073	470	15 782	20 000
MOYENNE	9 797	1 974	2 027	546	245	54	14 644	1 878	4 674	4 010	4 082	14 644	

*Inclus chalut à crevette, senne-barrage, chalut pélagique, chalut de fond arrière.

¹Préliminaire; ²Senne bourse avec débarquements ajustés selon les données de l'industrie (McQuinn 1987a)

Tableau 3. Débarquements déclarés et nombre de journaux de bord retournés par année pour la pêche du hareng à l'appât dans la division 4R de l'OPANO.

Année	Débarquements (t)	Nombre de journaux de bord
2017	32,93	24
2018	2,86	2
2019	8,56	6

Tableau 4. Nombre de harengs atlantiques échantillonnés par année, saison, type d'engin et zone unitaire de l'OPANO dans le cadre du programme d'échantillonnage au port commercial et envoyés à l'IML pour une vérification plus approfondie de leurs caractéristiques biologiques. Les poissons échantillonnés avant et après le 1^{er} août sont considérés comme provenant de la pêche de printemps et d'automne, respectivement.

ANNÉE	Pêche de printemps								Pêche d'automne								TOTAL	
	fixe				mobile				fixe				mobile					
	4Ra	4Rb	4Rc	4Rd	4Ra	4Rb	4Rc	4Rd	4Ra	4Rb	4Rc	4Rd	4R	4Ra	4Rb	4Rc		4Rd
1965	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	465	0	0	565
1966	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	48	0	0	0	252	0	250	598
1967	0	100	0	94	0	163	0	88	50	277	78	0	0	0	545	0	0	1395
1968	0	0	0	0	0	50	26	300	0	0	0	24	0	0	350	0	0	750
1969	0	0	0	0	0	0	0	50	0	50	0	0	0	0	496	0	0	596
1970	100	0	0	0	0	0	0	200	248	350	0	0	0	0	149	0	0	1047
1971	200	0	0	0	0	0	300	150	0	550	0	0	0	50	150	0	0	1400
1972	150	50	0	100	0	0	97	350	400	400	0	0	0	0	1375	150	0	3072
1973	50	288	0	0	0	450	436	545	739	697	0	0	0	400	450	0	0	4055
1974	30	100	0	0	0	0	50	797	745	150	0	0	0	300	300	0	0	2472
1975	199	250	0	50	48	0	0	600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1147
1976	350	100	19	29	0	0	150	1190	150	0	0	0	0	447	0	0	0	2435
1977	535	140	0	0	0	0	695	1439	1048	50	0	0	0	200	290	0	0	4397
1978	750	276	0	100	0	94	94	721	350	0	0	0	0	1224	100	0	0	3709
1979	300	100	499	250	0	248	374	1069	750	100	0	0	0	300	150	0	0	4140
1980	1149	200	900	477	648	500	347	849	800	99	0	0	0	0	500	1085	0	7554
1981	500	259	1499	175	59	516	823	1375	396	37	0	0	0	0	1117	0	0	6756
1982	149	0	344	47	0	55	592	210	0	154	0	0	0	50	582	150	0	2333
1983	53	0	0	56	0	127	889	0	2099	343	0	0	0	274	1082	793	0	5716
1984	50	0	302	101	0	798	494	0	2006	247	100	0	0	106	2918	0	0	7122
1985	0	0	543	352	0	506	1328	282	1049	0	0	0	0	0	3747	349	0	8156
1986	149	0	845	890	0	129	364	401	1237	90	150	0	0	0	1650	50	0	5955
1987	0	0	943	795	0	105	241	167	1535	92	0	0	0	58	971	204	47	5158
1988	344	0	1061	699	50	101	101	1267	1253	220	0	0	0	57	1137	102	0	6392
1989	178	0	1071	448	0	462	191	622	755	194	0	0	0	118	838	358	81	5316
1990	148	0	513	338	0	2	159	508	883	50	0	0	0	2	1045	85	97	3830
1991	200	0	299	296	0	127	216	315	440	50	0	0	0	93	831	278	1	3146
1992	200	0	329	399	0	313	218	185	247	0	0	0	0	155	948	203	177	3374
1993	422	0	745	500	0	389	133	1010	1312	0	0	0	0	200	597	246	0	5554
1994	337	0	730	600	0	358	1207	636	1119	69	0	0	0	187	1250	757	232	7482
1995	420	50	399	699	0	100	366	255	1236	0	0	0	190	254	515	765	264	5513
1996	300	50	346	848	100	0	450	0	1259	250	0	0	192	200	100	600	100	4795

ANNÉE	Pêche de printemps								Pêche d'automne								TOTAL		
	fixe				mobile				fixe				mobile						
	4Ra	4Rb	4Rc	4Rd	4Ra	4Rb	4Rc	4Rd	4Ra	4Rb	4Rc	4Rd	4R	4Ra	4Rb	4Rc		4Rd	
1997	150	0	578	900	0	0	150	250	633	0	0	0	68	250	400	600	150	4129	
1998	200	0	197	486	50	0	649	50	800	50	0	0	100	100	250	50	50	3032	
1999	200	0	278	848	150	315	67	0	100	0	0	0	339	732	380	1151	0	4560	
2000	250	0	278	650	50	0	250	100	200	50	0	0	88	100	550	250	0	2816	
2001	350	0	395	400	200	50	100	50	50	50	0	0	0	350	349	450	99	2893	
2002	150	50	287	497	150	208	250	150	0	50	0	0	47	250	484	349	183	3105	
2003	150	0	310	399	100	125	550	0	0	0	0	0	0	0	100	50	1199	2983	
2004	50	0	345	399	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	600	750	2244	
2005	0	0	164	247	0	0	192	0	0	0	0	0	0	0	93	49	901	1646	
2006	0	0	264	109	50	0	50	50	0	50	0	0	0	0	450	50	1000	2073	
2007	0	0	0	0	100	0	0	0	0	50	99	0	0	0	98	1252	0	1599	
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	428	250	578	1356
2009	0	0	0	0	0	0	349	0	0	350	0	0	0	0	919	1482	441	3541	
2010	150	0	0	0	0	0	150	0	0	298	0	0	182	0	299	443	350	1872	
2011	150	0	0	0	0	50	199	0	0	198	0	0	0	231	299	208	785	2120	
2012	107	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	55	1104	0	603	1922	
2013	220	0	0	0	0	0	110	0	0	0	0	0	0	67	1331	479	359	2566	
2014	218	0	0	0	0	0	0	0	110	55	0	0	0	0	1537	0	330	2250	
2015	0	0	0	0	0	0	0	0	110	48	0	0	0	111	1265	0	110	1644	
2016	0	0	0	0	55	0	0	0	0	0	0	0	0	275	1154	317	0	1801	
2017	164	0	0	0	110	0	0	0	0	0	0	0	0	277	759	165	276	1751	
2018	165	0	0	0	0	323	0	0	0	0	0	0	0	56	831	0	330	1705	
2019	0	0	0	0	55	0	0	0	0	11	0	0	0	596	1538	415	238	2853	

Tableau 5. Prises commerciales par âge (en milliers) des reproducteurs de printemps dans la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019.

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1965	630	73	13	693	1 602	1 293	651	461	305	509
1966	115	283	276	520	1 822	4 176	2 090	1 652	382	638
1967	0	18	459	139	318	3 403	2 745	1 265	742	847
1968	84	163	302	549	203	569	1 120	2 049	420	358
1969	366	1 730	2 778	1 026	500	264	703	1 259	1 185	117
1970	1 067	570	297	435	182	75	116	565	1 615	61
1971	0	2 527	303	841	720	651	340	350	2 412	255
1972	284	220	8 189	1 308	1 461	1 245	1 115	1 377	1 034	2 013
1973	1 833	435	1 063	27 872	2 570	3 222	3 232	2 598	4 789	5 696
1974	141	261	130	371	9 445	318	851	774	490	2 175
1975	57	996	420	100	1 063	8 431	317	336	244	665
1976	484	680	846	201	350	2 802	15 567	759	3 136	3 588
1977	10	534	541	409	304	348	4 362	15 959	1 694	6 003
1978	0	47	1 987	207	679	241	2 162	8 208	15 260	5 062
1979	167	25	214	10 828	617	1 075	547	2 772	7 404	14 032
1980	300	854	106	355	13 872	407	1 344	247	1 427	20 574
1981	40	417	2 114	129	354	8 872	188	515	283	13 181
1982	594	2 374	693	2 452	421	2 153	6 488	704	950	12 863
1983	34	2 965	3 562	1 131	1 091	293	713	2 990	798	7 975
1984	198	433	7 773	3 809	595	814	209	672	755	4 226
1985	362	4 587	787	21 642	3 993	445	381	255	380	1 764
1986	323	2 348	13 762	3 349	28 781	5 241	465	167	260	1 661
1987	455	329	2 781	15 257	3 507	12 952	1 736	182	37	806
1988	702	539	402	2 461	15 064	3 677	13 616	2 527	423	2 060
1989	305	574	763	461	3 036	18 704	3 072	10 910	779	1 380
1990	114	2 136	670	405	997	5 010	16 296	3 773	6 432	2 187
1991	577	2 233	9 849	1 285	768	3 018	6 955	21 327	2 366	6 579
1992	90	1 243	1 707	8 538	998	998	2 781	2 168	11 879	3 902
1993	79	1 592	3 802	3 409	6 784	1 509	2 102	2 727	2 800	8 804
1994	14	332	2 597	3 183	3 762	3 434	1 642	1 589	1 757	1 945
1995	12	247	1 219	5 750	5 807	2 152	7 126	185	3 083	4 577
1996	1 347	248	1 156	4 056	7 712	4 211	551	3 291	419	1 597
1997	36	1 006	131	259	1 303	6 598	1 684	580	2 554	1 588
1998	80	859	7 836	393	579	2 143	7 683	1 146	994	3 174
1999	152	1 815	3 501	4 583	202	156	749	1 532	378	943
2000	0	3 106	7 182	2 207	3 971	108	248	765	857	773
2001	189	184	3 627	6 440	4 045	3 794	146	338	766	1 651
2002	0	6 545	515	6 643	8 770	3 672	3 525	179	411	869
2003	0	1 016	5 576	1 367	5 085	6 021	1 924	931	204	569
2004	1 048	722	2 224	4 829	2 307	8 375	5 591	1 113	320	841
2005	149	2 935	2 504	653	3 439	809	4 282	5 182	1 984	2 155
2006	63	391	4 973	4 891	1 402	1 643	1 529	2 011	919	575
2007	0	45	332	3 055	1 492	527	385	381	574	1 060
2008	57	62	141	857	5 078	740	635	361	345	475
2009	94	422	469	206	1 339	7 141	2 735	908	1 453	2 612
2010	0	32	248	232	404	1 473	3 301	1 143	445	1 437
2011	0	95	222	161	159	449	1 570	1 256	463	642
2012	0	63	195	462	1 018	748	591	2 918	3 259	499
2013	0	69	520	1 300	207	871	1 259	2 961	1 905	564
2014	0	50	111	169	172	124	126	113	17	150
2015	377	1 150	308	210	333	55	138	0	72	0
2016	0	1 569	1 232	476	188	99	290	131	71	851
2017	0	228	3 484	1 941	442	585	702	596	134	375
2018	0	506	346	1 980	614	306	65	406	93	41
2019	3732	290	1257	838	8523	2771	795	143	277	691

Tableau 6. Maturité selon l'âge des reproducteurs de printemps dans la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019.

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1965	0,009	0,105	0,606	0,953	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1966	0,009	0,105	0,606	0,953	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1967	0,016	0,155	0,668	0,957	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1968	0,070	0,291	0,690	0,924	0,985	0,997	0,999	1,000	1,000	1,000
1969	0,068	0,296	0,707	0,933	0,988	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
1970	0,068	0,298	0,712	0,935	0,988	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
1971	0,002	0,083	0,805	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1972	0,004	0,105	0,787	0,992	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1973	0,005	0,115	0,771	0,989	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1974	0,021	0,199	0,745	0,972	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1975	0,030	0,211	0,697	0,952	0,994	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1976	0,024	0,211	0,746	0,970	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1977	0,017	0,217	0,819	0,987	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1978	0,010	0,190	0,844	0,992	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1979	0,141	0,594	0,929	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1980	0,113	0,684	0,973	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1981	0,137	0,714	0,975	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1982	0,117	0,481	0,866	0,978	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1983	0,035	0,354	0,892	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1984	0,005	0,194	0,920	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1985	0,011	0,375	0,970	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1986	0,012	0,343	0,958	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1987	0,044	0,519	0,963	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1988	0,035	0,449	0,948	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1989	0,050	0,418	0,908	0,993	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1990	0,039	0,406	0,920	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1991	0,043	0,333	0,849	0,984	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1992	0,042	0,351	0,871	0,988	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1993	0,063	0,402	0,870	0,985	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1994	0,220	0,584	0,874	0,972	0,994	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1995	0,267	0,625	0,884	0,972	0,994	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1996	0,126	0,439	0,809	0,958	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1997	0,052	0,354	0,846	0,982	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1998	0,064	0,347	0,805	0,970	0,996	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1999	0,101	0,431	0,837	0,972	0,996	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
2000	0,088	0,440	0,865	0,981	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2001	0,339	0,766	0,954	0,993	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2002	0,267	0,816	0,982	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2003	0,120	0,718	0,979	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2004	0,005	0,146	0,849	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2005	0,040	0,245	0,717	0,952	0,994	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
2006	0,110	0,308	0,616	0,853	0,954	0,987	0,996	0,999	1,000	1,000
2007	0,135	0,337	0,625	0,845	0,947	0,983	0,995	0,998	1,000	1,000
2008	0,098	0,273	0,564	0,817	0,939	0,981	0,995	0,998	1,000	1,000
2009	0,119	0,386	0,745	0,931	0,984	0,997	0,999	1,000	1,000	1,000
2010	0,083	0,343	0,750	0,945	0,990	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
2011	0,027	0,210	0,715	0,960	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2012	0,063	0,280	0,692	0,929	0,987	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
2013	0,175	0,447	0,754	0,921	0,978	0,994	0,998	1,000	1,000	1,000
2014	0,172	0,441	0,749	0,919	0,977	0,994	0,998	1,000	1,000	1,000
2015	0,056	0,487	0,939	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2016	0,387	0,585	0,760	0,876	0,941	0,973	0,988	0,994	0,997	0,999
2017	0,285	0,554	0,795	0,924	0,974	0,992	0,997	0,999	1,000	1,000
2018	0,007	0,074	0,478	0,913	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
2019	0,007	0,074	0,478	0,913	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000

Tableau 7. Poids selon l'âge standardisé (kg) des reproducteurs de printemps dans la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019. Les niveaux de référence utilisés pour la normalisation sont les suivants : sous-unité de l'OPANO = 4Rd, mois = août, engin = petit senneur (< 20 m [65 pi]).

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1965	NA									
1966	0,064	0,185	0,214	0,261	0,258	0,262	0,286	0,305	0,368	0,078
1967	0,076	0,160	0,212	0,267	0,273	0,302	0,314	0,322	0,383	0,365
1968	0,062	0,141	0,233	0,268	0,268	0,297	0,308	0,319	0,366	0,322
1969	0,074	0,181	0,240	0,252	0,255	0,284	0,308	0,326	0,351	0,078
1970	0,052	0,177	0,252	0,263	0,278	0,298	0,351	0,348	0,375	0,404
1971	0,078	0,160	0,221	0,253	0,262	0,283	0,305	0,325	0,348	0,402
1972	0,066	0,165	0,209	0,244	0,275	0,301	0,305	0,321	0,363	0,372
1973	0,063	0,165	0,217	0,233	0,249	0,295	0,333	0,329	0,369	0,376
1974	0,069	0,188	0,247	0,243	0,254	0,294	0,327	0,347	0,357	0,393
1975	0,059	0,185	0,250	0,263	0,257	0,293	0,312	0,360	0,386	0,431
1976	0,060	0,185	0,227	0,256	0,258	0,273	0,309	0,324	0,341	0,374
1977	0,048	0,170	0,237	0,261	0,272	0,286	0,302	0,317	0,368	0,368
1978	0,078	0,198	0,243	0,300	0,307	0,310	0,332	0,345	0,367	0,399
1979	0,073	0,192	0,266	0,284	0,324	0,337	0,370	0,368	0,382	0,420
1980	0,081	0,225	0,278	0,315	0,329	0,368	0,389	0,396	0,406	0,447
1981	0,069	0,224	0,278	0,354	0,355	0,386	0,420	0,437	0,486	0,488
1982	0,079	0,210	0,280	0,296	0,347	0,383	0,402	0,417	0,450	0,460
1983	0,081	0,185	0,265	0,305	0,328	0,369	0,410	0,398	0,459	0,466
1984	0,064	0,198	0,251	0,297	0,336	0,367	0,408	0,406	0,437	0,486
1985	0,076	0,185	0,264	0,284	0,318	0,361	0,385	0,423	0,433	0,464
1986	0,073	0,182	0,239	0,271	0,300	0,320	0,392	0,401	0,424	0,466
1987	0,056	0,173	0,249	0,280	0,323	0,341	0,372	0,393	0,411	0,481
1988	0,070	0,206	0,251	0,274	0,302	0,334	0,372	0,379	0,446	0,484
1989	0,059	0,214	0,262	0,307	0,317	0,348	0,388	0,389	0,421	0,483
1990	0,063	0,183	0,257	0,317	0,336	0,355	0,376	0,400	0,428	0,450
1991	0,065	0,199	0,241	0,280	0,325	0,358	0,382	0,398	0,426	0,451
1992	0,047	0,158	0,231	0,270	0,299	0,373	0,395	0,401	0,435	0,448
1993	0,055	0,164	0,209	0,263	0,285	0,343	0,377	0,391	0,417	0,434
1994	0,042	0,151	0,198	0,231	0,273	0,303	0,359	0,369	0,397	0,395
1995	0,043	0,179	0,205	0,236	0,273	0,307	0,335	0,380	0,384	0,400
1996	0,070	0,170	0,222	0,246	0,270	0,309	0,358	0,359	0,431	0,447
1997	0,045	0,141	0,187	0,252	0,277	0,298	0,344	0,359	0,386	0,446
1998	0,088	0,142	0,187	0,252	0,294	0,303	0,334	0,371	0,392	0,433
1999	0,045	0,162	0,206	0,230	0,280	0,313	0,343	0,349	0,397	0,431
2000	0,078	0,173	0,201	0,256	0,265	0,329	0,363	0,370	0,384	0,451
2001	0,062	0,206	0,231	0,243	0,275	0,296	0,361	0,362	0,381	0,415
2002	0,034	0,194	0,237	0,266	0,286	0,315	0,347	0,412	0,420	0,463
2003	0,078	0,157	0,225	0,279	0,293	0,313	0,341	0,348	0,413	0,432
2004	0,070	0,153	0,247	0,266	0,297	0,317	0,345	0,365	0,406	0,426
2005	0,066	0,140	0,195	0,263	0,276	0,304	0,322	0,329	0,344	0,385
2006	0,101	0,150	0,189	0,226	0,264	0,296	0,322	0,318	0,346	0,360
2007	0,100	0,140	0,179	0,204	0,212	0,268	0,302	0,307	0,329	0,365
2008	0,073	0,142	0,236	0,241	0,248	0,268	0,301	0,308	0,335	0,362
2009	0,078	0,150	0,208	0,211	0,250	0,273	0,273	0,309	0,358	0,375
2010	0,051	0,162	0,200	0,232	0,267	0,288	0,304	0,334	0,381	0,389
2011	0,078	0,158	0,187	0,205	0,218	0,271	0,275	0,298	0,335	0,342
2012	0,078	0,118	0,167	0,195	0,241	0,299	0,300	0,346	0,374	0,383
2013	0,078	0,127	0,180	0,190	0,211	0,279	0,312	0,338	0,352	0,369
2014	0,078	0,136	0,186	0,210	0,226	0,266	0,319	0,313	0,346	0,357
2015	0,060	0,142	0,179	0,199	0,189	0,174	0,252	0,272	0,331	0,078
2016	0,078	0,136	0,176	0,193	0,206	0,233	0,253	0,279	0,283	0,338
2017	0,078	0,126	0,162	0,187	0,226	0,262	0,282	0,294	0,326	0,356
2018	0,042	0,127	0,183	0,197	0,222	0,244	0,311	0,336	0,356	0,360
2019	0,038	0,137	0,161	0,193	0,209	0,236	0,250	0,279	0,267	0,345

Tableau 8. Densités de la biomasse de hareng et estimations par strate à partir du relevé acoustique indépendant de la pêche effectué en août 2019. L'erreur type (S.E.) et le coefficient de variation (C.V.) des estimations de la biomasse ont été calculés en fonction de la variance de la biomasse des transects par strate (O'Boyle et Atkinson 1989).

2019 Nom du relevé d'été	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s_a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps			
	Nombre	Aire (km ²)	No. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s_a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s_a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
							(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St-Georges S	1	407,7	3	8552,0	0,063	1514,1	3,71E-06	3,76E-06	101,4	0,008	3443,9	3491,4	101,4	0,001	536,9	544,3	101,4
St-Georges N	2	302,7	6	7417,8	0,147	1098,3	3,63E-06	2,89E-06	79,6	0,008	2509,2	1988,2	79,2	0,001	391,2	310,0	79,2
Port-au-Port G	3	806,3	5	10795,3	0,067	733,2	9,09E-07	5,58E-07	61,3	0,002	1664,7	1022,7	61,4	0,000	259,5	159,4	61,4
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bay of Islands G	5	474,5	4	16250,8	0,137	4973,1	1,05E-05	8,09E-06	77,2	0,031	14521,7	11204,1	77,2	0,003	1370,4	1057,3	77,2
Bonne Bay B	6	1148,2	11	12843,5	0,123	3417,2	2,98E-06	1,10E-06	37,0	0,007	7613,7	2825,1	37,1	0,002	2209,5	819,9	37,1
Bay of Islands G	7	335,4	7	10821,8	0,226	12367,5	3,69E-05	1,49E-05	40,3	0,067	22563,3	9382,7	41,6	0,017	5774,5	2401,3	41,6
Bonne Bay	8	58,5	6	3328,6	0,341	965,5	1,65E-05	5,29E-06	32,0	0,035	2045,1	656,1	32,1	0,010	612,1	196,4	32,1
Hawk's Bay	9	499,8	6	9672,9	0,116	454,2	9,09E-07	2,24E-07	24,7	0,002	1120,9	276,8	24,7	0,001	261,4	64,5	24,7
St John Bay	10	996,9	7	17100,8	0,120	19479,2	1,95E-05	1,22E-05	62,6	0,052	51768,9	32401,4	62,6	0,008	7668,6	4799,7	62,6
Belle Isle S.	11	312,0	7	5885,9	0,132	3419,8	1,10E-05	4,95E-06	45,1	0,028	8653,3	3911,0	45,2	0,003	865,7	391,3	45,2
Belle Isle N.	12	626,8	7	9748,5	0,109	690,9	1,10E-06	4,84E-07	43,9	0,003	1751,3	768,7	43,9	0,000	175,2	76,9	43,9
Moyenne / Total:	-	5968,8	69	10338,1	0,120	49113,0	1,08E-04	2,27E-05	21,1	0,020	117656,0	36124,6	30,7	0,003	20125,1	5586,8	27,8

Tableau 9. Densités de la biomasse de hareng et estimations par strate à partir des relevés acoustiques indépendants de la pêche effectués en octobre et novembre 2019. L'erreur type (S.E.) et le coefficient de variation (C.V.) de la biomasse ont été calculés en fonction de la variance de la biomasse des transects par strate (O'Boyle et Atkinson 1989).

2019 Nom du relevé d'automne	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s_a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps			
	Nombre	Aire (km ²)	No. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s_a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s_a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
							(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	(m ² /m ²)	C.V.		Tot. (t)	(m ² /m ²)	C.V.
St-Georges S	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St-Georges N	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Port-au-Port G	3	730,0	3	11777,4	0,048	2792,9	3,83E-06	1,49E-06	39,0	0,010	7568,0	998,4	38,8	0,004	2573,9	998,4	38,8
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bay of Islands G	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bonne Bay B	6	972,8	7	11869,2	0,085	12230,8	1,26E-05	3,91E-06	31,1	0,025	23866,1	4044,9	31,1	0,013	13021,7	4044,9	31,1
Bay of Islands G	7	299,9	3	18479,7	0,185	672,9	2,24E-06	6,38E-07	28,4	0,005	1417,4	191,1	27,7	0,002	689,7	191,1	27,7
Bonne Bay	8	58,5	4	2867,0	0,196	161,8	2,77E-06	7,77E-07	28,1	0,005	315,8	48,4	28,1	0,003	172,3	48,4	28,1
Hawk's Bay	9	499,9	5	10602,4	0,106	3954,8	7,91E-06	4,72E-06	59,7	0,008	4097,0	3574,2	59,8	0,012	5977,2	3574,2	59,8
St John Bay	10	996,9	6	16279,4	0,098	21733,0	2,18E-05	2,59E-06	11,9	0,032	31531,2	2987,1	11,9	0,025	25087,9	2987,1	11,9
Belle Isle S.	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Belle Isle N.	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Average / Total:	-	3557,9	28	12000,4	0,094	41546,2	5,11E-05	6,90E-06	13,5	0,019	68795,5	6252,5	13,2	0,013	47522,7	6252,5	13,2

Tableau 10. Nombre selon l'âge de reproducteurs de printemps selon les relevés acoustiques d'automne.

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1991	5252	14241	78462	216	13484	43972	26318	48683	8773	44080
1993	15591	36865	32008	26686	41341	1567	6965	6965	5398	12879
1995	1000	4627	5587	32838	12184	6786	18560	5301	12356	14334
1997	128	18951	2380	4341	17636	29299	12529	343	27038	5618
1999	4597	44622	24176	29285	725	0	988	8243	1786	8323
2002	1217	8112	909	16287	33965	23812	19822	238	4709	1190
2009	0	1346	0	485	3769	10014	2423	1938	969	3284
2010	2900,2	5996,2	62616	920	1518	12254	17779	4280	1311	1047
2011	0	8838,9	3086	3364	3225	279	5951	5952	5923	5255
2013	0	0	16396	3560	848	3392	3110	0	173	0
2015	0	508,3	3962	1321	0	0	0	0	364	0
2017	0	0	4879	18292	0	0	0	1424	0	1424
2019	314759	37518	4450	7082	90861	10034	24389	153	0	2695

Tableau 11. Biomasse du stock reproducteur (BSR) de printemps et d'automne estimée par le modèle 1a de la VPA de 1966 à 2019 dans la division 4R de l'OPANO.

ANNÉE	BSR de printemps	BSR d'automne	ANNÉE	BSR de printemps	BSR d'automne
1966	37824	210408	1993	49326	55032
1967	43843	209912	1994	42511	58011
1968	49476	215845	1995	40843	64634
1969	55661	194592	1996	32101	59047
1970	63017	187375	1997	25080	50847
1971	74240	157995	1998	23690	44884
1972	130634	121001	1999	24683	41982
1973	180844	95534	2000	32948	45819
1974	181226	83120	2001	41156	46276
1975	165588	73449	2002	40637	48472
1976	142633	60414	2003	34978	48545
1977	122036	50118	2004	28422	85919
1978	120789	44461	2005	22084	117829
1979	114854	36403	2006	18625	137742
1980	96519	30233	2007	18553	137856
1981	72370	31479	2008	18592	177051
1982	54214	41377	2009	18908	187510
1983	48545	70802	2010	14151	179715
1984	78789	82651	2011	10965	169742
1985	95241	80241	2012	9273	161504
1986	125950	76661	2013	7913	147395
1987	131265	70586	2014	6689	131238
1988	118842	65686	2015	9407	114228
1989	103584	61033	2016	16266	85989
1990	87899	58279	2017	19055	58210
1991	77220	55913	2018	19348	58472
1992	60448	52225	2019	21731	70067

Tableau 12. Prises commerciales par âge (en milliers) de reproducteurs d'automne dans la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019.

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1965	17	655	476	235	271	303	1 010	653	355	722
1966	44	76	682	318	348	232	1 181	931	845	2 517
1967	0	112	181	790	369	124	433	934	1 011	3 108
1968	0	170	108	209	935	223	174	284	998	1 913
1969	34	299	711	364	876	736	200	142	214	1 859
1970	0	466	187	33	51	251	90	71	89	1 688
1971	40	0	112	440	638	2 150	3 485	2 071	1 073	14 138
1972	10	96	115	1 310	1 345	2 852	2 165	3 577	2 173	28 342
1973	0	1 798	1 180	1 114	2 626	1 527	2 631	3 830	8 265	17 653
1974	0	20	393	530	325	592	258	308	313	5 610
1975	0	19	40	865	925	107	157	147	218	3 371
1976	0	48	272	290	422	561	325	253	88	4 818
1977	0	3	169	134	404	721	405	342	293	6 646
1978	0	10	27	545	393	1 108	1 689	503	341	6 051
1979	0	7	116	345	2 689	520	1 287	1 847	468	6 286
1980	15	181	136	86	176	1 729	250	675	308	5 243
1981	0	33	524	245	90	295	1 234	153	124	3 369
1982	101	567	1 824	956	509	140	377	972	315	2 609
1983	15	83	2 330	1 356	1 309	506	159	467	618	2 824
1984	0	55	668	6 259	1 147	908	220	146	268	3 091
1985	15	235	1 340	1 907	9 678	902	622	115	36	468
1986	35	426	1 431	2 671	2 292	8 421	794	384	66	227
1987	0	156	487	1 354	2 009	1 728	5 927	474	163	196
1988	484	207	511	481	1 240	1 740	1 667	4 165	705	777
1989	43	599	539	923	807	749	828	961	2 873	983
1990	27	530	1 568	424	306	429	384	839	481	4 718
1991	73	832	1 278	5 763	674	1 501	919	649	2 144	7 124
1992	0	337	1 446	1 448	1 236	775	543	779	390	3 928
1993	21	210	672	1 957	1 015	1 661	558	911	877	4 608
1994	0	61	994	2 777	4 032	3 104	2 435	1 630	1 179	3 999
1995	65	91	1 419	6 159	3 512	3 905	1 211	3 189	411	4 246
1996	0	1 969	1 358	2 531	8 573	2 304	3 927	828	1 968	3 130
1997	0	593	1 726	877	1 086	7 649	2 193	4 949	562	4 200
1998	0	597	4 802	8 820	2 995	2 029	13 268	1 251	4 289	4 493
1999	0	989	10 785	4 245	4 103	1 178	858	4 238	1 096	2 222
2000	572	359	3 154	10 673	3 175	2 854	998	352	5 329	3 807
2001	83	2 503	589	4 829	9 608	3 647	2 607	532	546	2 265
2002	0	216	6 476	831	2 147	3 660	958	502	110	1 305
2003	227	8 782	3 910	4 227	2 130	6 168	4 305	1 212	441	2 674
2004	51	776	7 653	2 889	2 368	2 252	6 841	1 859	318	2 510
2005	181	734	2 668	21 815	4 036	2 825	1 113	2 252	2 577	2 610
2006	0	440	1 318	9 622	30 865	5 447	3 620	2 673	2 925	3 509
2007	34	871	3 007	4 355	13 677	30 979	3 083	1 928	577	2 594
2008	76	1 666	2 503	1 978	5 327	17 332	31 643	5 561	1 535	4 184
2009	139	402	6 271	2 710	2 530	4 146	11 850	24 999	2 685	3 274
2010	0	86	481	3 491	2 463	3 877	9 354	24 053	10 584	3 304
2011	0	871	883	1 596	3 837	4 047	5 040	15 725	24 198	9 639
2012	0	194	3 435	2 140	2 886	5 905	5 398	9 070	17 350	14 875
2013	6	421	2 106	10 581	4 307	4 768	8 565	8 951	12 192	11 657
2014	63	769	960	1 445	11 580	4 894	6 104	10 515	10 642	18 242
2015	42	3 961	4 967	1 782	2 037	12 376	5 151	6 817	9 913	23 145
2016	52	325	2 878	4 069	1 488	2 559	13 341	5 678	6 366	31 838
2017	0	152	899	4 809	3 428	1 061	3 697	11 233	7 280	17 404
2018	23	222	395	733	1 718	1 391	1 769	3 129	6 059	7 114
2019	50	2 814	881	1 094	1 815	4 134	5 373	3 513	5 141	17 088

Tableau 13. Maturité selon l'âge des reproducteurs d'automne dans la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019.

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1965	0,000	0,001	0,088	0,898	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1966	0,001	0,012	0,204	0,848	0,992	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1967	0,000	0,002	0,077	0,818	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1968	0,011	0,068	0,319	0,752	0,951	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000
1969	0,003	0,022	0,124	0,475	0,853	0,974	0,996	0,999	1,000	1,000
1970	0,045	0,199	0,566	0,873	0,973	0,995	0,999	1,000	1,000	1,000
1971	0,013	0,089	0,426	0,849	0,977	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000
1972	0,000	0,001	0,092	0,946	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1973	0,000	0,001	0,111	0,939	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1974	0,029	0,164	0,566	0,897	0,983	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000
1975	0,014	0,180	0,778	0,982	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1976	0,019	0,293	0,899	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1977	0,001	0,052	0,804	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1978	0,008	0,126	0,717	0,978	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1979	0,005	0,081	0,596	0,961	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1980	0,001	0,046	0,639	0,985	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1981	0,047	0,358	0,862	0,986	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1982	0,004	0,395	0,990	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1983	0,012	0,352	0,961	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1984	0,050	0,611	0,979	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1985	0,020	0,289	0,890	0,994	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1986	0,157	0,660	0,953	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1987	0,018	0,208	0,791	0,982	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1988	0,026	0,215	0,740	0,967	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1989	0,001	0,053	0,707	0,990	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1990	0,006	0,090	0,613	0,962	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1991	0,002	0,080	0,760	0,991	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1992	0,018	0,123	0,511	0,886	0,983	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
1993	0,004	0,073	0,600	0,966	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1994	0,005	0,080	0,606	0,964	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1995	0,169	0,545	0,876	0,976	0,996	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1996	0,010	0,167	0,792	0,986	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1997	0,008	0,109	0,649	0,965	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1998	0,076	0,373	0,811	0,969	0,996	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1999	0,011	0,111	0,591	0,944	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2000	0,007	0,090	0,590	0,954	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2001	0,001	0,038	0,739	0,995	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2002	0,010	0,163	0,793	0,987	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2003	0,001	0,028	0,597	0,987	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2004	0,002	0,069	0,703	0,987	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2005	0,001	0,022	0,384	0,945	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2006	0,003	0,034	0,271	0,798	0,977	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
2007	0,002	0,018	0,127	0,530	0,897	0,985	0,998	1,000	1,000	1,000
2008	0,002	0,025	0,220	0,759	0,972	0,997	1,000	1,000	1,000	1,000
2009	0,000	0,005	0,122	0,786	0,990	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2010	0,006	0,034	0,173	0,558	0,884	0,979	0,996	0,999	1,000	1,000
2011	0,002	0,019	0,147	0,608	0,933	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000
2012	0,003	0,043	0,444	0,934	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2013	0,011	0,064	0,300	0,729	0,944	0,991	0,998	1,000	1,000	1,000
2014	0,007	0,037	0,177	0,545	0,870	0,974	0,995	0,999	1,000	1,000
2015	0,000	0,009	0,179	0,837	0,992	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
2016	0,003	0,033	0,291	0,829	0,983	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
2017	0,001	0,007	0,044	0,236	0,675	0,933	0,989	0,998	1,000	1,000
2018	0,008	0,056	0,305	0,764	0,960	0,994	0,999	1,000	1,000	1,000
2019	0,000	0,010	0,195	0,859	0,994	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tableau 14. Poids selon l'âge standardisé (kg) des reproducteurs d'automne dans la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019. Les niveaux de référence utilisés pour la normalisation sont les suivants : sous-unité de l'OPANO = 4Ra, mois = novembre, engin = petit senneur (< 20 m [65 pj]).

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1965	NA									
1966	0,010	0,144	0,209	0,255	0,250	0,291	0,276	0,321	0,352	0,421
1967	0,032	0,132	0,189	0,254	0,273	0,328	0,336	0,374	0,374	0,439
1968	0,032	0,125	0,241	0,258	0,297	0,343	0,321	0,349	0,362	0,428
1969	0,020	0,119	0,214	0,241	0,279	0,329	0,352	0,366	0,368	0,420
1970	0,032	0,126	0,218	0,251	0,276	0,320	0,360	0,365	0,370	0,443
1971	0,014	0,118	0,234	0,247	0,286	0,328	0,354	0,369	0,395	0,439
1972	0,017	0,118	0,195	0,236	0,288	0,323	0,346	0,354	0,377	0,422
1973	0,032	0,119	0,223	0,255	0,288	0,350	0,392	0,389	0,407	0,450
1974	0,033	0,128	0,234	0,272	0,280	0,308	0,382	0,378	0,416	0,470
1975	0,032	0,122	0,212	0,262	0,300	0,312	0,342	0,388	0,408	0,492
1976	0,030	0,129	0,208	0,220	0,286	0,313	0,302	0,317	0,407	0,478
1977	0,032	0,202	0,228	0,274	0,291	0,354	0,363	0,343	0,342	0,462
1978	0,032	0,128	0,244	0,275	0,331	0,384	0,399	0,382	0,395	0,493
1979	0,032	0,138	0,246	0,292	0,336	0,405	0,443	0,461	0,463	0,525
1980	0,013	0,165	0,257	0,319	0,359	0,420	0,453	0,470	0,474	0,558
1981	0,032	0,142	0,285	0,313	0,368	0,449	0,480	0,510	0,523	0,574
1982	0,032	0,136	0,253	0,315	0,340	0,451	0,486	0,494	0,515	0,547
1983	0,032	0,158	0,246	0,287	0,327	0,376	0,419	0,476	0,498	0,547
1984	0,032	0,135	0,261	0,289	0,340	0,392	0,441	0,467	0,523	0,567
1985	0,032	0,133	0,240	0,287	0,323	0,382	0,403	0,431	0,462	0,527
1986	0,032	0,104	0,258	0,271	0,322	0,375	0,407	0,416	0,429	0,520
1987	0,032	0,121	0,253	0,309	0,331	0,397	0,427	0,423	0,456	0,510
1988	0,014	0,111	0,228	0,278	0,309	0,355	0,415	0,445	0,451	0,498
1989	0,021	0,110	0,248	0,293	0,346	0,408	0,441	0,467	0,480	0,526
1990	0,032	0,118	0,231	0,274	0,332	0,393	0,397	0,414	0,469	0,486
1991	0,039	0,132	0,242	0,268	0,319	0,387	0,426	0,446	0,467	0,493
1992	0,027	0,111	0,212	0,246	0,290	0,348	0,396	0,429	0,461	0,491
1993	0,013	0,102	0,211	0,238	0,288	0,346	0,379	0,427	0,453	0,496
1994	0,041	0,107	0,166	0,215	0,259	0,322	0,360	0,411	0,421	0,464
1995	0,048	0,116	0,210	0,227	0,283	0,347	0,394	0,410	0,462	0,471
1996	0,032	0,117	0,194	0,241	0,264	0,314	0,362	0,399	0,418	0,485
1997	0,030	0,123	0,188	0,226	0,268	0,313	0,333	0,390	0,422	0,462
1998	0,032	0,120	0,185	0,210	0,248	0,286	0,331	0,343	0,382	0,464
1999	0,019	0,115	0,193	0,245	0,269	0,341	0,370	0,397	0,425	0,483
2000	0,055	0,124	0,200	0,231	0,293	0,334	0,360	0,387	0,389	0,466
2001	0,048	0,119	0,198	0,239	0,267	0,325	0,346	0,385	0,406	0,436
2002	0,016	0,118	0,218	0,257	0,288	0,335	0,377	0,385	0,442	0,465
2003	0,036	0,112	0,181	0,251	0,282	0,335	0,360	0,397	0,419	0,462
2004	0,032	0,124	0,199	0,237	0,286	0,332	0,357	0,373	0,373	0,442
2005	0,031	0,097	0,181	0,232	0,253	0,306	0,328	0,354	0,376	0,410
2006	0,032	0,114	0,178	0,222	0,252	0,292	0,321	0,351	0,368	0,399
2007	0,027	0,115	0,191	0,213	0,238	0,281	0,295	0,320	0,363	0,370
2008	0,030	0,120	0,191	0,233	0,249	0,287	0,309	0,342	0,350	0,380
2009	0,031	0,117	0,184	0,222	0,249	0,291	0,309	0,329	0,346	0,393
2010	0,032	0,114	0,192	0,238	0,260	0,301	0,324	0,344	0,354	0,395
2011	0,032	0,093	0,170	0,208	0,237	0,280	0,305	0,326	0,340	0,370
2012	0,032	0,108	0,151	0,194	0,214	0,256	0,286	0,312	0,326	0,342
2013	0,064	0,108	0,177	0,200	0,226	0,272	0,299	0,329	0,350	0,364
2014	0,027	0,097	0,186	0,216	0,230	0,275	0,306	0,335	0,357	0,379
2015	0,033	0,093	0,173	0,230	0,254	0,278	0,301	0,332	0,357	0,380
2016	0,134	0,091	0,154	0,197	0,230	0,266	0,278	0,304	0,318	0,355
2017	0,032	0,059	0,155	0,188	0,213	0,276	0,299	0,313	0,335	0,368
2018	0,021	0,073	0,149	0,183	0,204	0,274	0,333	0,345	0,354	0,388
2019	0,017	0,070	0,143	0,179	0,222	0,262	0,290	0,338	0,336	0,372

Tableau 15. Nombre selon l'âge des reproducteurs d'automne selon les relevés acoustiques d'automne.

ANNÉE	ÂGE									
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1991	0	8841	37546	29664	12515	4207	12515	16616	4101	106938
1993	3054	42610	25955	33590	14213	36785	9533	5601	8996	31228
1995	0	7365	15411	59905	12296	20719	8609	16702	5713	36515
1997	119	3334	29209	12209	13805	69256	7892	17097	1849	36207
1999	838	19431	83377	42889	44183	10165	4585	52314	7335	26596
2002	1422	4451	66684	4943	24607	85516	32926	20979	3156	17721
2009	2986	673	21474	8761	9336	26564	82666	77087	4429	20410
2010	0	20190	18109	97164	61536	36405	89921	142890	90500	41651
2011	0	54138	27071	19456	37160	23192	31018	86786	134727	40555
2013	2889	18088	49418	91576	86103	42062	67059	62379	67008	158837
2015	0	7980	13717	5862	14624	40698	15915	28025	48126	137759
2017	0	0	1598	10201	25127	8303	13970	39303	31859	50105
2019	1872	137301	12790	93318	57651	18335	27253	4261	8471	61928

Tableau 16. Les variables testées dans les modèles additifs généralisés sont indiquées par un « x » dans la colonne du printemps et de l'automne. Les modèles des reproducteurs d'automne ne comportaient aucune variable liée à la prolifération printanière. Pour les reproducteurs de printemps, l'abondance et la phénologie du zooplancton au début de l'été (juin) ont été utilisées, alors que l'abondance et la phénologie du zooplancton en automne (octobre) ont été utilisées pour les reproducteurs d'automne. SST : température de surface de la mer, BSR : biomasse du stock reproducteur; R : recrutement estimé par le modèle 1a de la VPA, Kn : facteur de condition relative.

Période	Variable	Référence	Kn4-9y		R et Rstrength	
			Printemps	Automne	Printemps	Automne
1982–2019	SST mai–novembre	Galbraith <i>et al.</i> 2019	-	-	x	x
	SST mai–août		x	-	x	-
	SST août		x	-	-	-
	SST août–novembre		-	x	-	x
	SST novembre		-	x	-	-
	Début du printemps (10 °C)		x	-	x	-
	Début de l'automne (10 °C)		-	x	-	x
	Moment de la dernière apparition de la glace		x	-	x	-
BSR hareng	APV modèle 1b	-	-	x	x	
1999–2018	Début de la floraison	Blais <i>et al.</i> 2019	x	-	x	-
	Durée de la floraison		x	-	x	-
2001–2018	Abondance de <i>C. finmarchicus</i>	Blais <i>et al.</i> 2019	x	x	x	x
	Abondance de <i>C. hyperboreus</i>		x	x	-	-
	Abondance de <i>Pseudocalanus</i> spp.		x	x	x	x
	Abondance de petits Calanus		x	x	x	x
	Phenology de <i>C. finmarchicus</i>		x	x	x	x
	Grand calanoïde / Petit calanoïde		x	x	x	x
Phénologie de <i>C. hyperboreus</i>	Plourde, MPO, comm. pers.	x	-	-	-	

Tableau 17. Meilleurs modèles de Kn de 4 à 9 ans pour chaque série chronologique et chaque composante. Série physique : Indices physiques, prolifération : Prolifération printanière + indices physiques, zoo : zooplancton + prolifération printanière + indices physiques. L'effet de chaque prédicteur sélectionné sur la variable de réponse peut être positif (+), négatif (-), en forme de cloche (^) ou en forme de U (∪). Les effets non significatifs sont indiqués par « n.s. » La performance de chaque modèle est évaluée avec le R² entre les valeurs observées et prédites, le % de déviance expliqué (% DEV), la comparaison de la déviance expliquée avec la simulation de Monte Carlo (sMC, « * » pour significativement plus élevé que la distribution obtenue par sMC et « n.s. » dans les autres cas) et le R² entre les valeurs prédites et observées lors de la procédure jackknife. Le statut des modèles est soit sélectionné, soit rejeté. En cas de rejet, la raison est donnée. Les modèles sélectionnés sont en caractères gras.

Composante	Série	Prédicteurs sélectionnés	Effet	R ²	% DEV	sMC	Jackknife	Statut
Automne	phys.	SST novembre	-	0,21	23	*	0,4	rejeté: autocorrelation temporelle
	zoo.	Abondance de <i>C. finmarchicus</i> (automne) Phénologie de <i>C. finmarchicus</i> (automne)	+ -	0,56	61	*	0,68	sélectionné
Printemps	phys.	SST août Début du printemps	- - n.s.	0,12	17	n,s,	0,28	rejeté: sMCs échoué
	flor.	Début du printemps Dernière glace Durée de la floraison	- n.s. - +	0,32	42	n,s,	0,43	rejeté: sMCs échoué
	zoo.	Phénologie de <i>C. finmarchicus</i> (début été) Grand cal./Petit cal. (début été)	- +	0,78	83	*	0,8	sélectionné

Tableau 18. Meilleurs modèles de recrutement pour chaque série chronologique et chaque composante. Série physique : Indices physiques et BSR, prolifération : Prolifération printanière + indices physiques, zoo : zooplancton + prolifération printanière + indices physiques. L'effet de chaque prédicteur sélectionné sur la variable de réponse peut être positif (+), négatif (-), en forme de cloche (∩) ou en forme de cloche inversée (∪). Les effets non significatifs sont indiqués par « n.s. » La performance de chaque modèle est évaluée avec le R² entre les valeurs observées et prédites, le % de déviance expliqué (% DEV), la comparaison de la déviance expliquée avec la simulation de Monte Carlo (sMC, « * » pour significativement plus élevé que la distribution obtenue par sMC et « n.s. » dans les autres cas) et le R² entre les valeurs prédites et observées lors de la procédure jackknife. Le statut des modèles est soit sélectionné, soit rejeté. En cas de rejet, la raison est donnée.

Variables de réponse	Composante	Série	Prédicteurs sélectionnés	Effet	R ²	%DEV	MCs	Jackknife	Statut	
Rstrength 3-4 ans	Automne	phys.	SST novembre	+ n.s.	0,09	22	n,s,	0,24	rejeté: sMCs échoué	
			Début de l'automne BSR automne	-n.s.						-
	Printemps	zoo.	Début de l'automne	+	0,48	60	n,s,	0,29	rejeté: sMCs échoué	
			Phénologie de <i>C. finmarchicus</i> (automne) Abondance de <i>Pseudocalanus spp.</i> (automne)	∩ -						
	R (NAA2a)	Printemps	phys.	BSR printemps	- n.s.	0	11	n,s,	NA	rejeté: sMCs échoué
				flor.	Début du printemps Dernière glace BSR printemps	n.s. - ∪	0,67	77	*	0,16
Automne		zoo.	Dernière glace BSR printemps	- ∪	0,5	52	*	0,24	rejeté: ne supportait pas l'hypothèse pour BSR	
			phys.	Début de l'automne	n.s.	-0,04	13	n,s,	-0,44	rejeté: sMCs échoué
R (NAA2a)	Printemps	zoo.	Début de l'automne	n.s.	-0,02	34	n,s,	0,08	rejeté: sMCs échoué	
			Abondance de <i>C. finmarchicus</i> (automne) BSR automne	+n.s. -n.s.						
	Printemps	phys.	BSR printemps	+n.s.	0,01	16	n,s,	0,02	rejeté: sMCs échoué	
			flor.	Début du printemps Dernière glace BSR printemps	∩n.s. ∩ ∪	0,76	79	*	0,35	rejeté: ne supportait pas l'hypothèse pour BSR
R (NAA2a)	zoo.	SST août	- n.s.	0,4	31	n,s,	-0,1	rejeté: sMCs échoué		
		Abondance de <i>C. finmarchicus</i> (début été) Abondance de <i>Pseudocalanus spp.</i> (début été)	+n.s. +n.s.							

Tableau 19. Tendances, limites et conséquences pour l'évaluation des principaux indicateurs biologiques et de l'état des stocks. WAA : poids selon l'âge. CAA : captures selon l'âge.

Type d'indicateur	Indicateur	Stock	Tendance	Limitations	Conséquences évaluation
Biologique	L50	Printemps	Diminution pour les cohortes 1963 à 1993, variable autour de la moyenne par la suite	Petite taille de l'échantillon dans les données biologiques depuis 2007	-
		Automne	Diminution pour les cohortes 1963 à 1993, variable autour de la moyenne par la suite	-	-
	A50	Printemps	Aucune tendance temporelle importante	Petite taille de l'échantillon dans les données biologiques depuis 2007	-
		Automne	Diminution (1965 à 1986), augmentation (1965–2007), stable (2007–2019)		-
	WAA	Printemps	Diminution depuis 1981 pour la plupart des âges	Petite taille de l'échantillon dans les données biologiques depuis 2007	-
		Automne	Diminution depuis 1981 pour la plupart des âges	-	-
État du stock	CAA pêche	Printemps	Possibilité de suivre les cohortes dans le temps, les 3 dernières étant 1999, 2002, 2013	Petite taille de l'échantillon dans les données biologiques depuis 2007	La présence de plusieurs poissons âgés n'est pas compatible avec la surpêche actuelle
		Automne	Possibilité de suivre les cohortes dans le temps, les 3 dernières étant 2000, 2001, 2008	-	
	Indice d'abondance	Printemps	L'estimé de biomasse totale a diminué de 1991 à 2015 et a augmenté en 2019.	Biomasse totale: changement dans la capturabilité du relevé (découplé du timing de la pêche) et à la couverture spatiale (variable d'un relevé à l'autre)	Limitations importantes pour interpréter les tendances
			L'indice d'abondance à l'âge montre peu de signal cohérent	Abondance à l'âge: changement dans la capturabilité (échantillons de différents engins) and représentativité (petit nombre d'échantillons d'endroits et de moments variables)	
		Automne	Diminution pour les cohortes 1963 à 1993, variable autour de la moyenne par la suite	Biomasse totale: changement dans la capturabilité du relevé (découplé du timing de la pêche) et à la couverture spatiale (variable d'un relevé à l'autre)	
			L'indice d'abondance à l'âge montre un signal bruyant	Abondance à l'âge: changement dans la capturabilité (échantillons de différents engins) and représentativité (petit nombre d'échantillons d'endroits et de moments variables)	

FIGURES

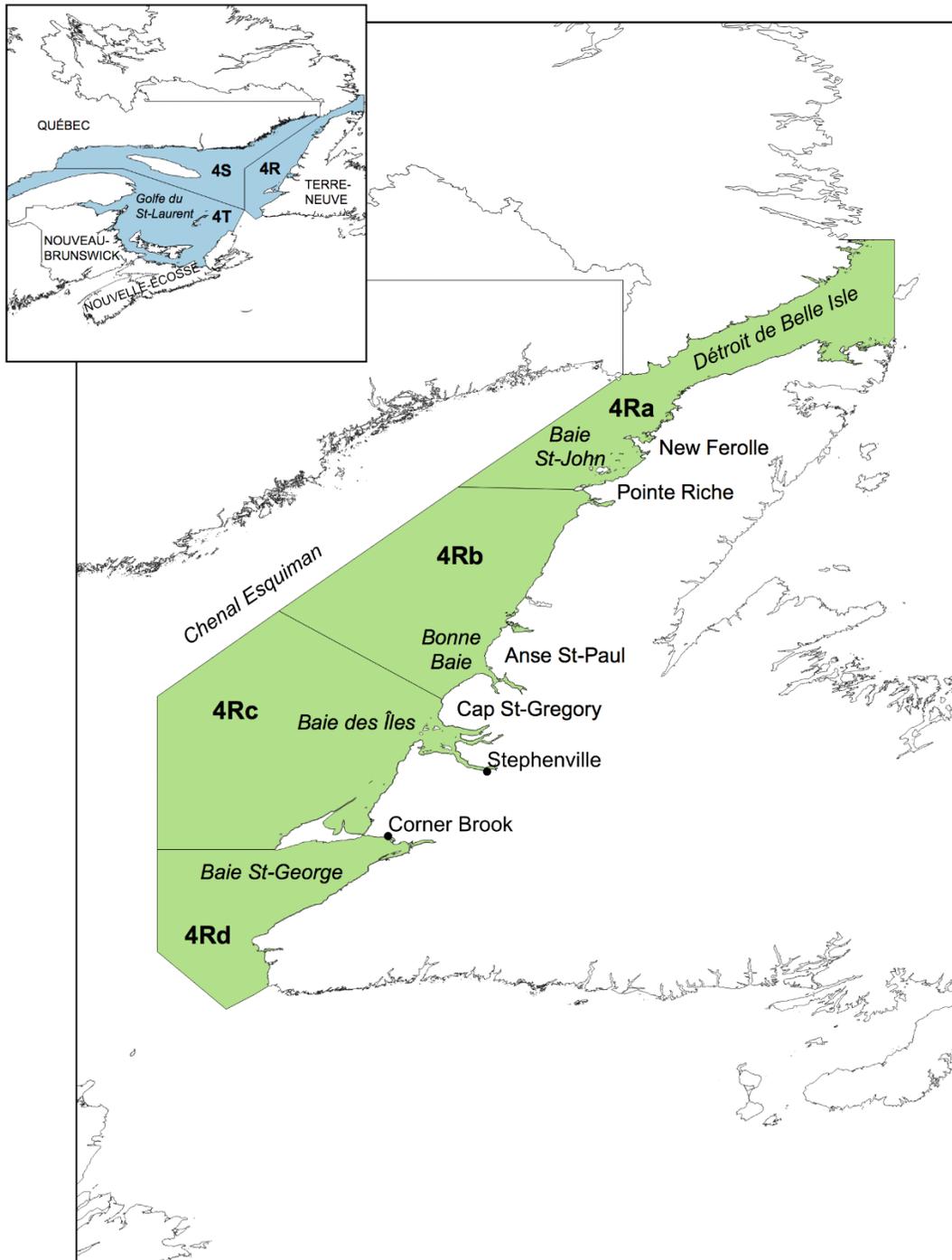


Figure 1. Carte de la côte ouest de Terre-Neuve et des zones unitaires de pêche du hareng de la division 4R de l'OPANO, avec indication des principales baies.

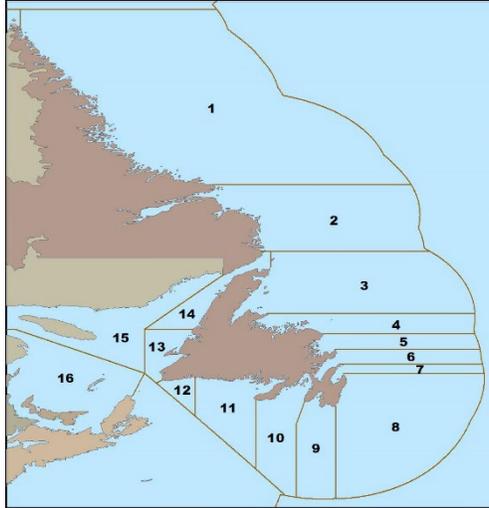


Figure 2. Carte des zones de pêche du hareng autour de Terre-Neuve-et-Labrador.

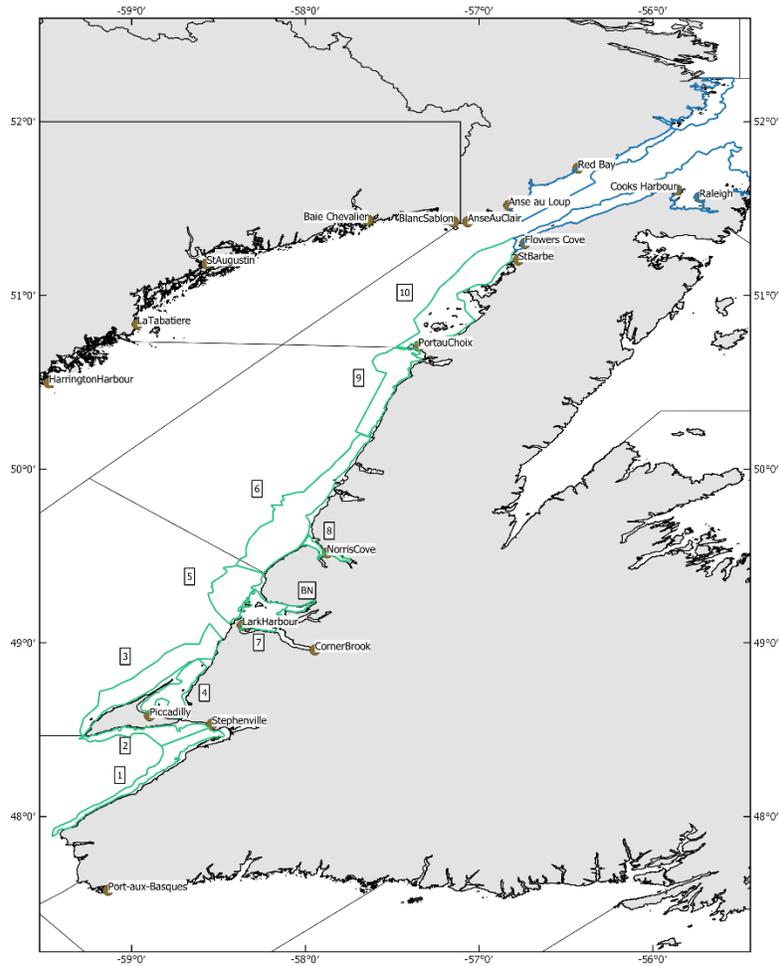


Figure 3. Carte du plan de stratification du relevé acoustique. Les polygones bleus sont des strates ajoutées à la zone de relevé d'août 2019.

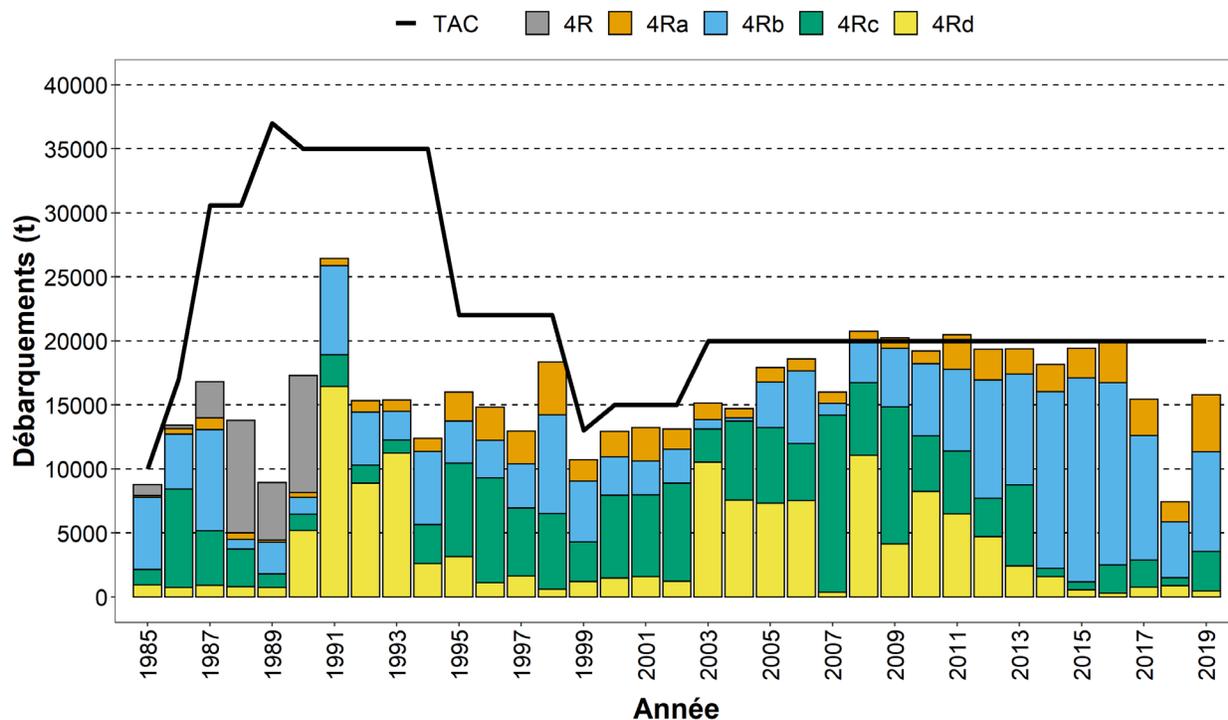


Figure 4. Débarquements commerciaux totaux de hareng (t) par zone unitaire dans la division 4R de l'OPANO de 1985 à 2019. Le total autorisé des captures (TAC) est représenté par la ligne noire continue. Les débarquements de 2018 et 2019 sont préliminaires.

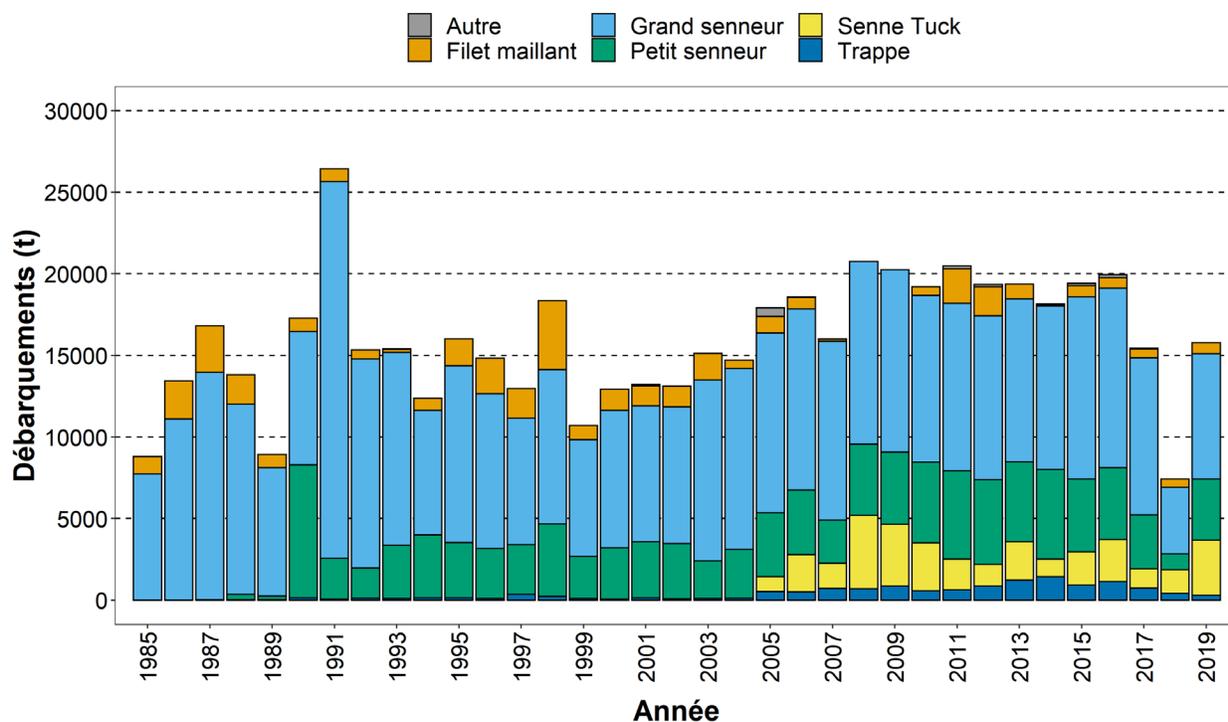


Figure 5. Débarquements commerciaux de hareng (t) par engin de pêche utilisé dans la division 4R de l'OPANO de 1985 à 2019. Les débarquements de 2018 et 2019 sont préliminaires.

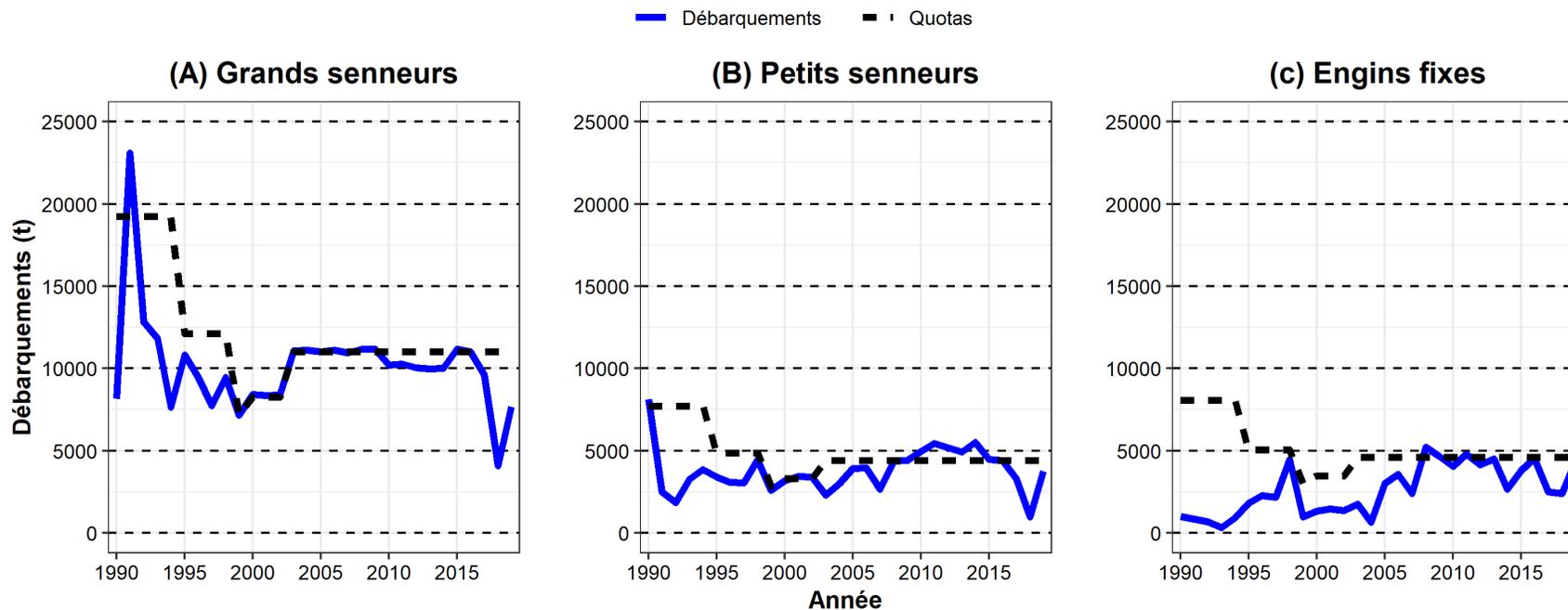


Figure 6. Débarquements commerciaux de hareng (t; ligne bleue continue) et quotas (t; ligne noire pointillée) par flottille de pêche dans la division 4R de l'OPANO : A) grand senneur ≥ 20 m (65 pi), B) petit senneur < 20 m (65 pi), et C) engin fixe.

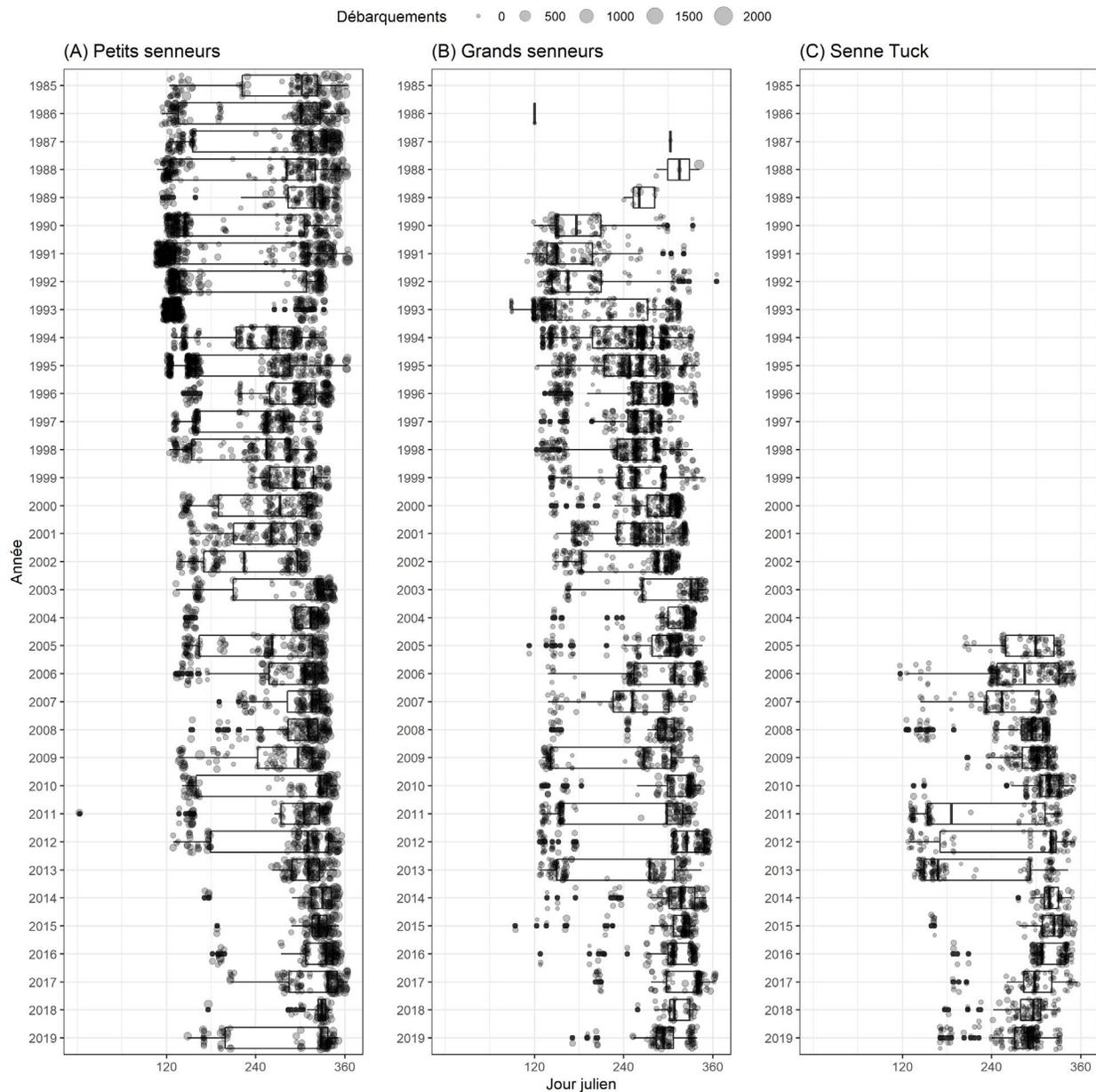


Figure 7. Diagramme de quantile représentant les débarquements commerciaux de hareng (t) par année et par jour julien pour les grands senneurs > 20 m (65 pi) et les petits senneurs < 20 m (65 pi) de 1985 à 2019, et pour les sennes tuck de 2005 à 2019 dans la division 4R de l'OPANO. Les débarquements individuels sont représentés par des cercles dont la taille est proportionnelle au poids débarqué et légèrement déplacés pour une meilleure représentation visuelle.

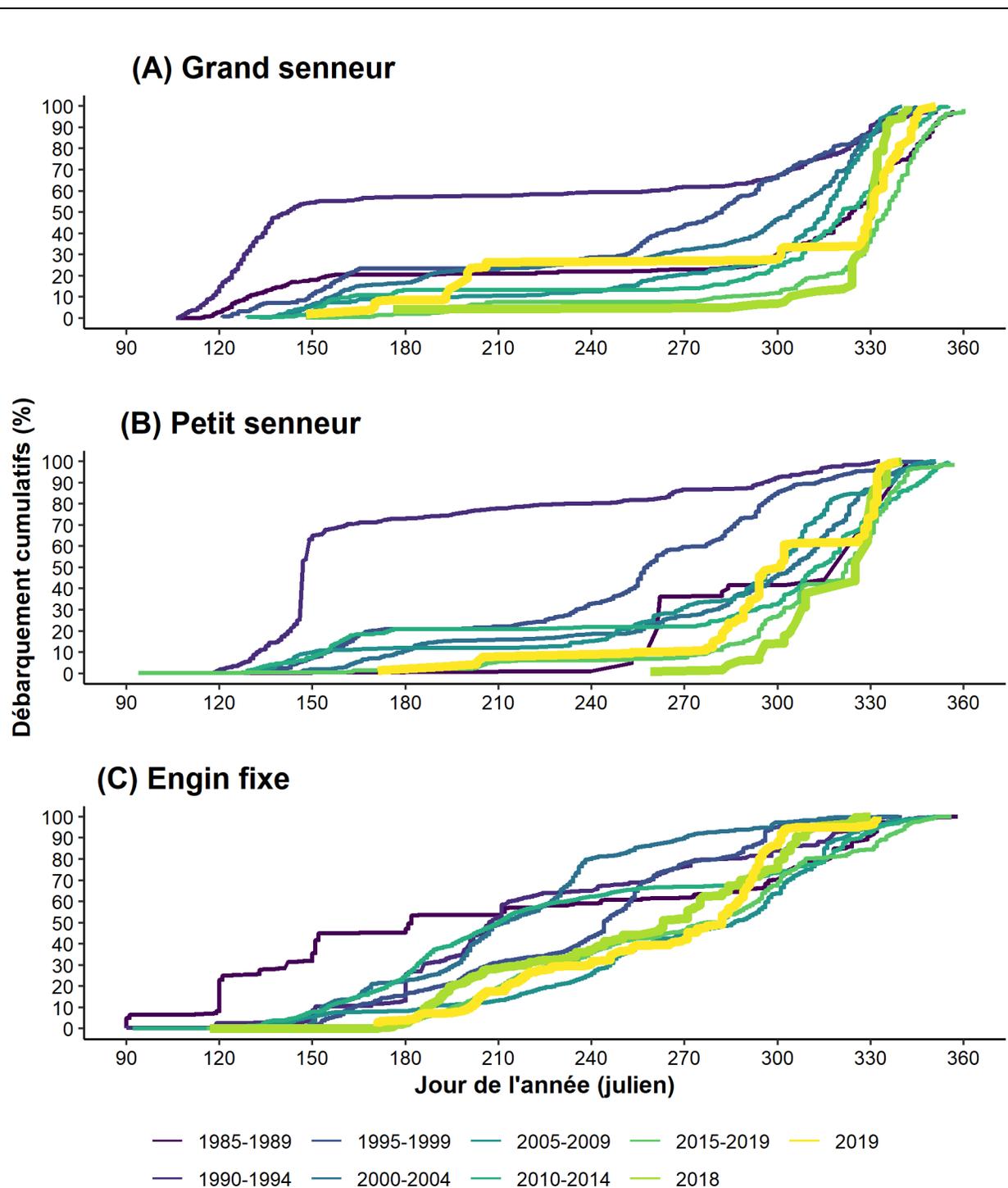


Figure 8. Débarquements commerciaux cumulés (%) pendant la saison de pêche par périodes de 5 ans selon le jour de l'année et par flotte de pêche dans la division 4R de l'OPANO : A) grand senneur > 20 m (65 pi), B) petit senneur < 20 m (65 pi), et C) engin fixe. Les deux dernières années de données disponibles sont également représentées individuellement.

A)

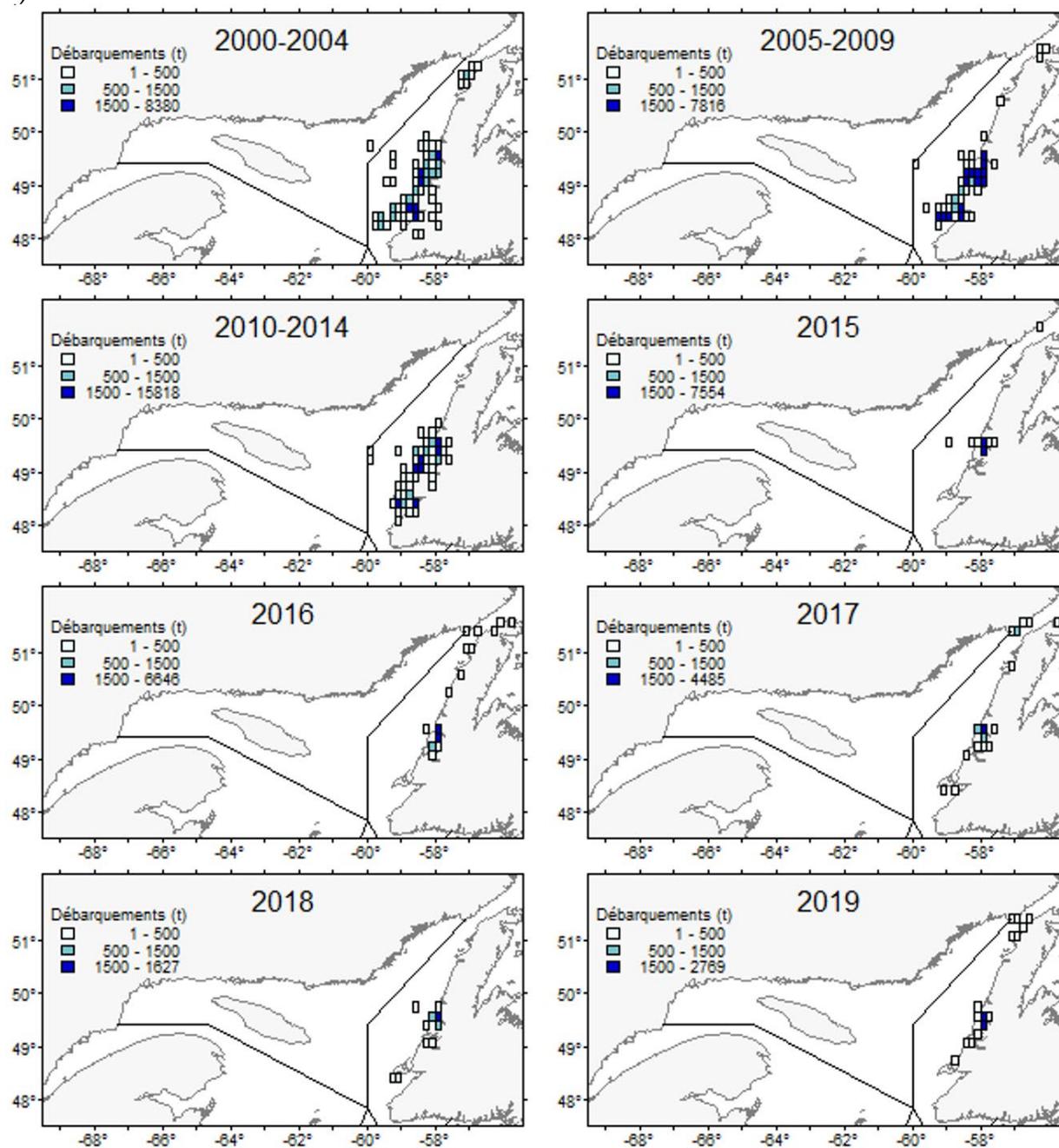


Figure 9. Emplacement des débarquements commerciaux de hareng (t) par A) grandes sennes coulissantes > 20 m (65 pi), B) petites sennes coulissantes < 20 m (65 pi) de 2000 à 2019, et C) sennes tuck de 2005 à 2019 dans la division 4R de l'OPANO.

B)

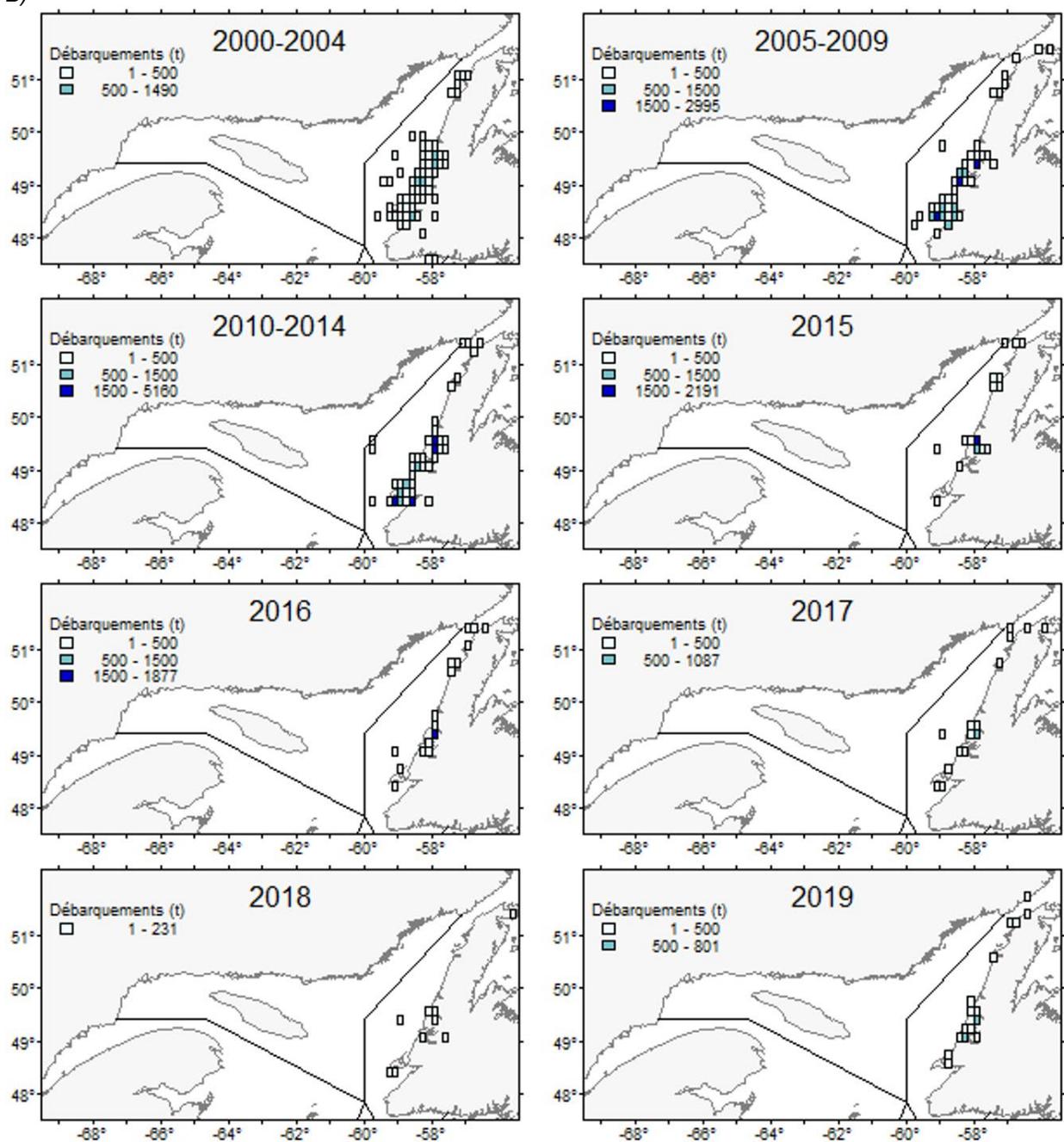


Figure 9 (suite).

C)

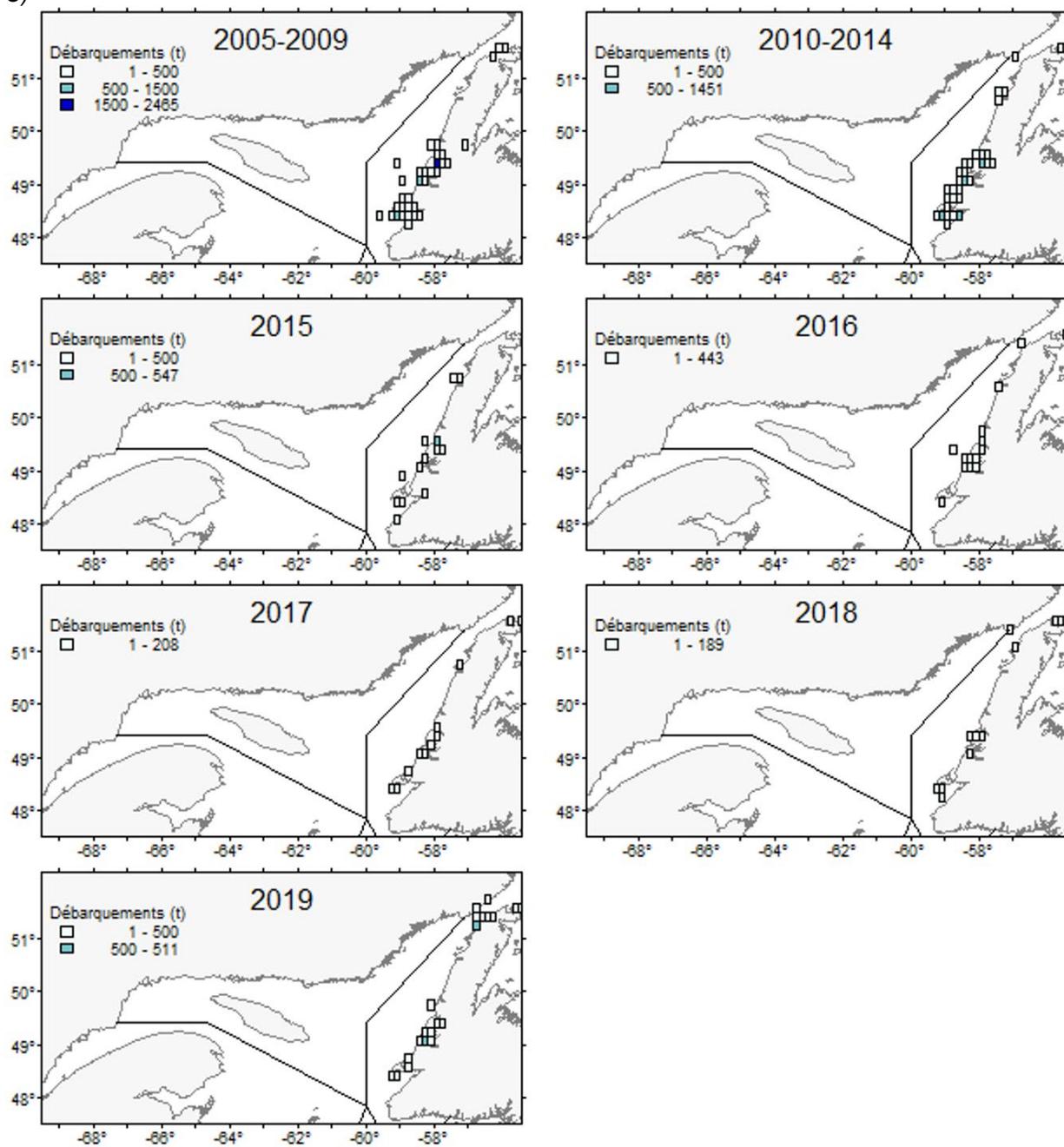


Figure 9 (suite).

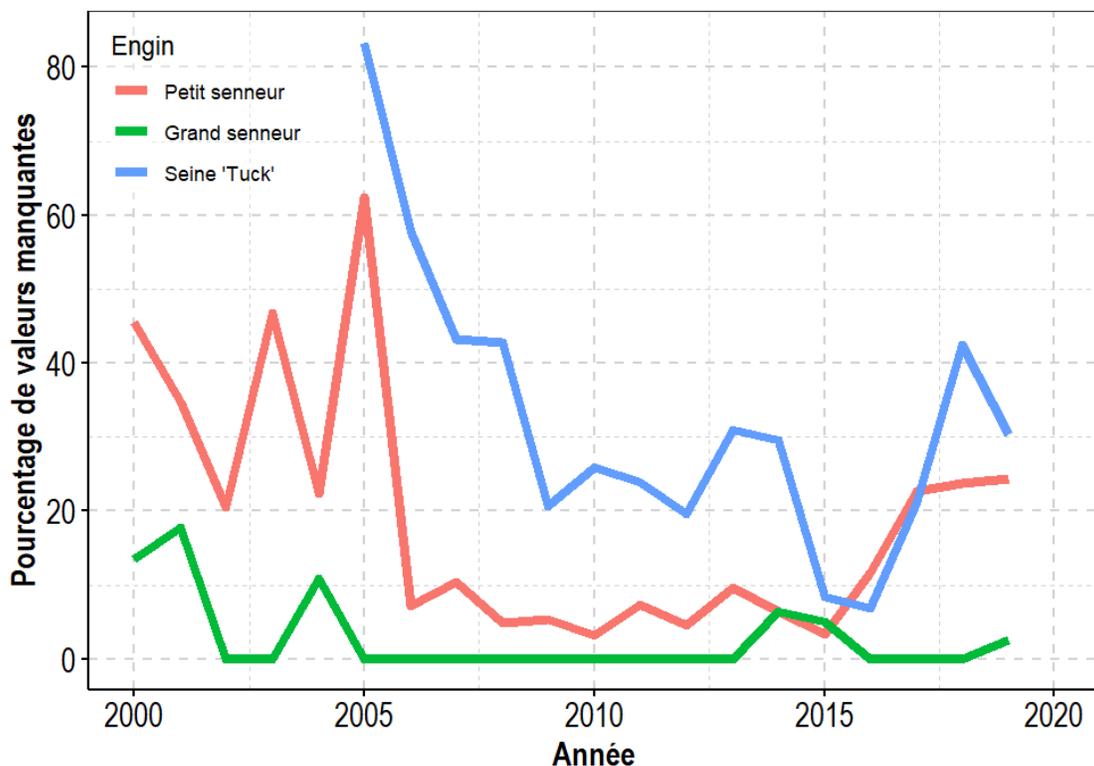


Figure 10. Pourcentage de latitude et de longitude manquantes dans les données ZIFF du hareng de la division 4R de l'OPANO pour les grands et petits senneurs et les sennes tuck. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

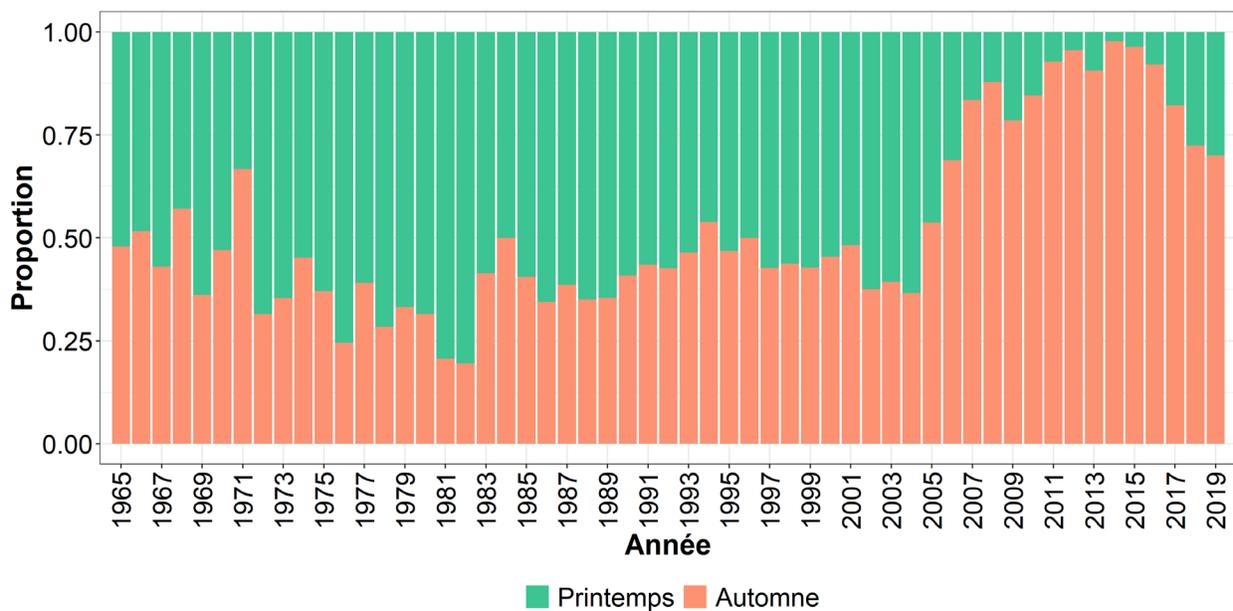


Figure 11. Proportion de reproducteurs de printemps et d'automne (nombre d'individus) dans les échantillons biologiques commerciaux de la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019.

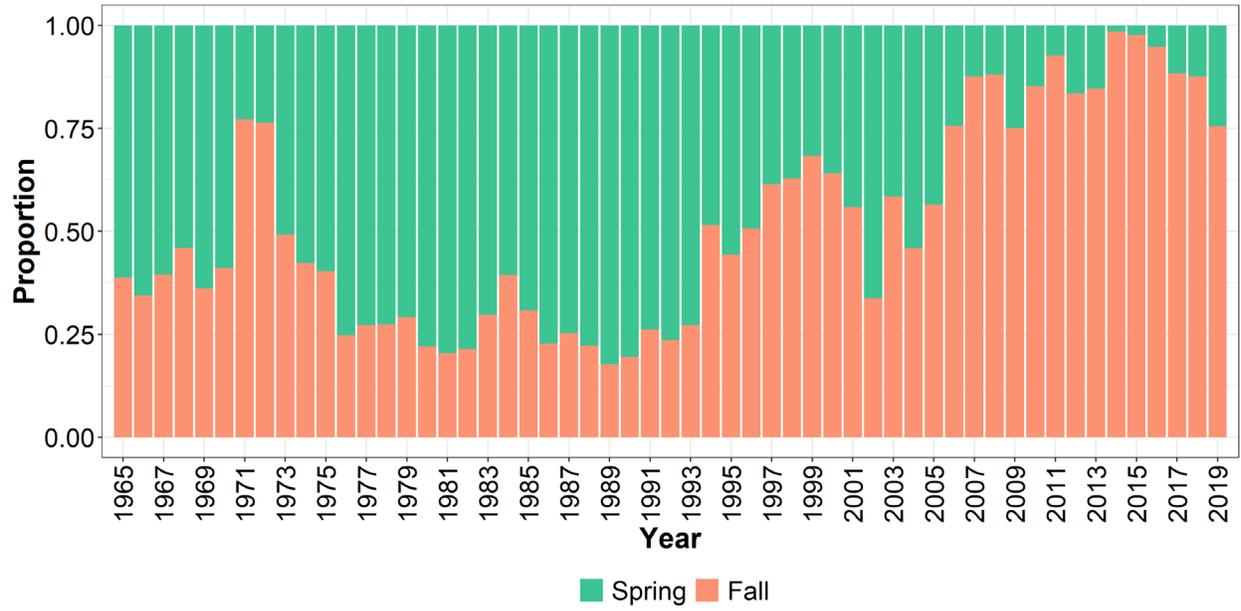


Figure 12. Proportion de reproducteurs de printemps et d'automne (nombre d'individus) dans les débarquements commerciaux de la division 4R de l'OPANO de 1965 à 2019.

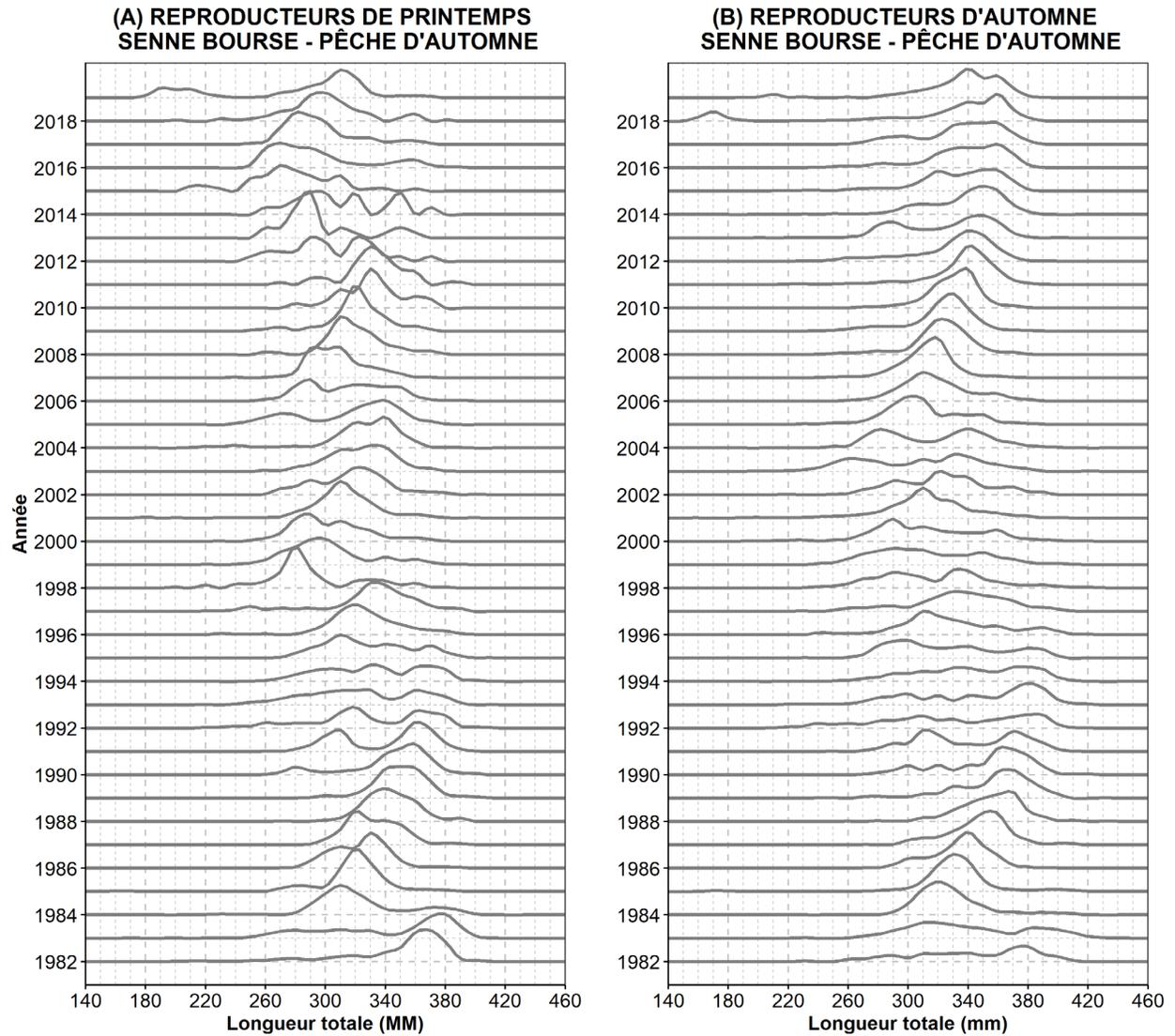


Figure 13. Distributions des fréquences de longueur totale relative (mm) à la senne coulissante d'automne dans la division 4R de l'OPANO pour le hareng atlantique reproducteur de printemps (A) et d'automne (B), de 1982 à 2019.

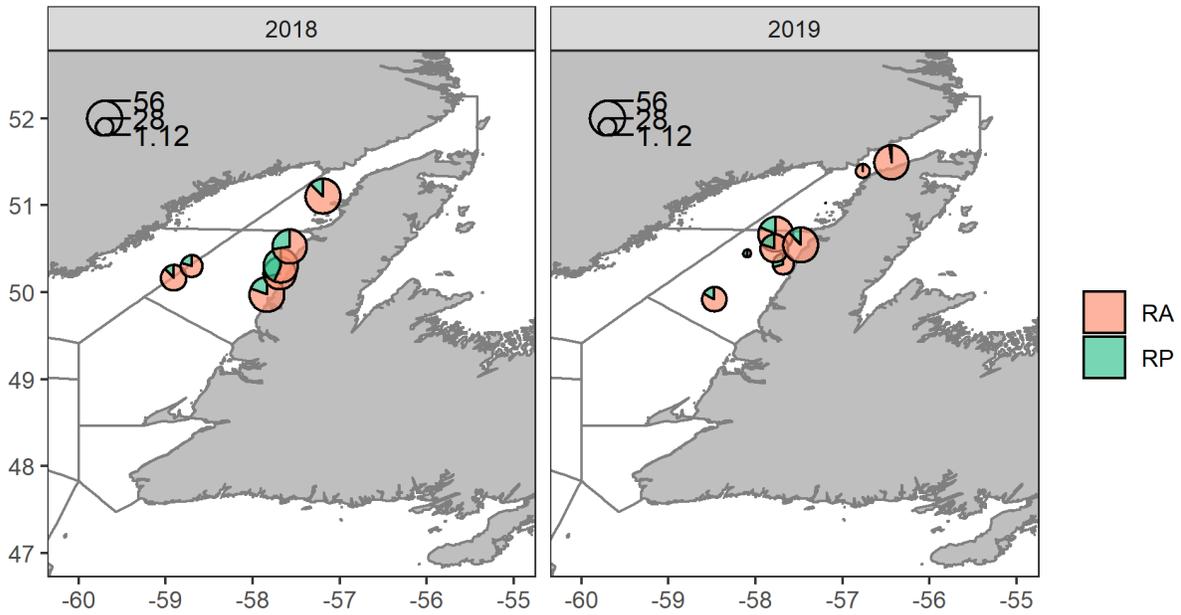


Figure 14. Diagrammes à secteurs représentant la proportion (en nombre d'individus) de reproducteurs de printemps (RP) et d'automne (RA) dans les échantillons biologiques prélevés lors du relevé de pêche au chalut de fond plurispécifique d'août 2018 et 2019 et envoyés à l'Institut Maurice-Lamontagne pour une caractérisation biologique détaillée. Le rayon du cercle est proportionnel à la taille de l'échantillon.

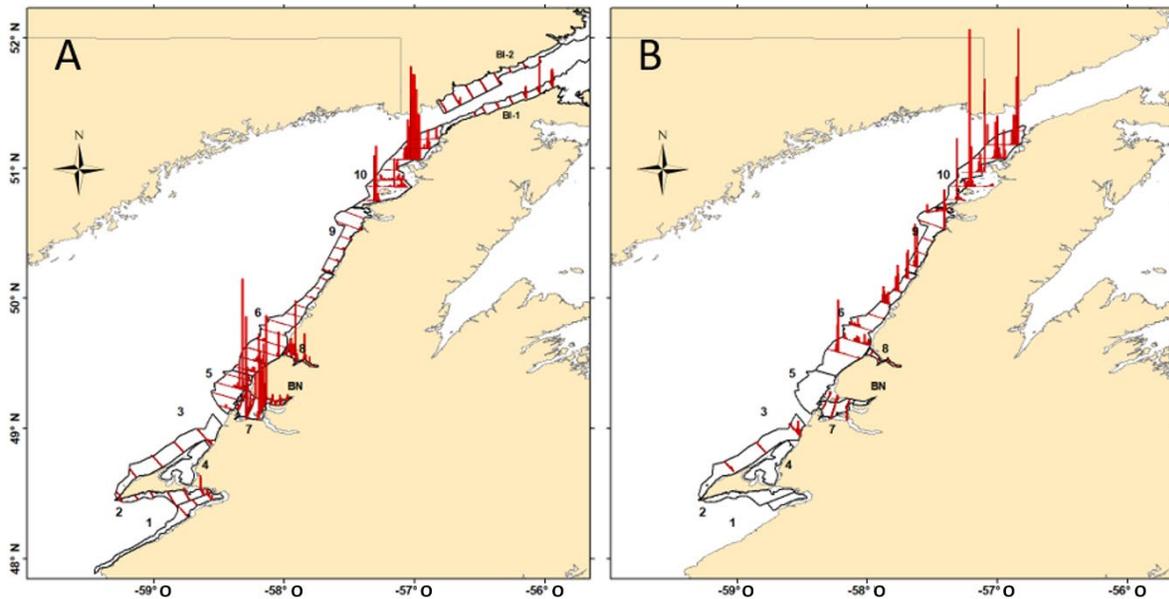


Figure 15. Distribution de la biomasse de harengs mesurée lors des relevés hydroacoustiques d'août (A) et d'automne (B) 2019. La biomasse est proportionnelle à la hauteur des barres rouges. Les noms des strates du relevé sont identifiés par des chiffres (BI : Belle Isle, BN : Bras Nord.)

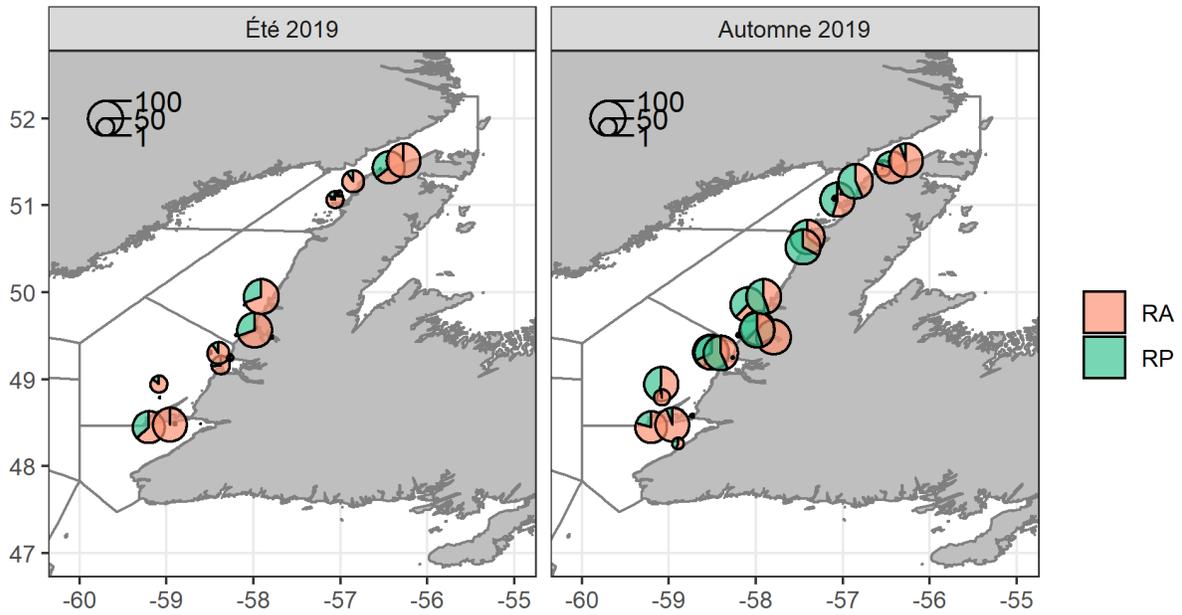


Figure 16. Diagrammes à secteurs représentant la proportion (en nombre d'individus) de reproducteurs de printemps (RP) et d'automne (RA) dans les échantillons biologiques collectés par les chaluts pélagiques affrétés lors des relevés acoustiques de 2019. Le rayon du cercle est proportionnel à la taille de l'échantillon (et non à l'abondance totale des captures).

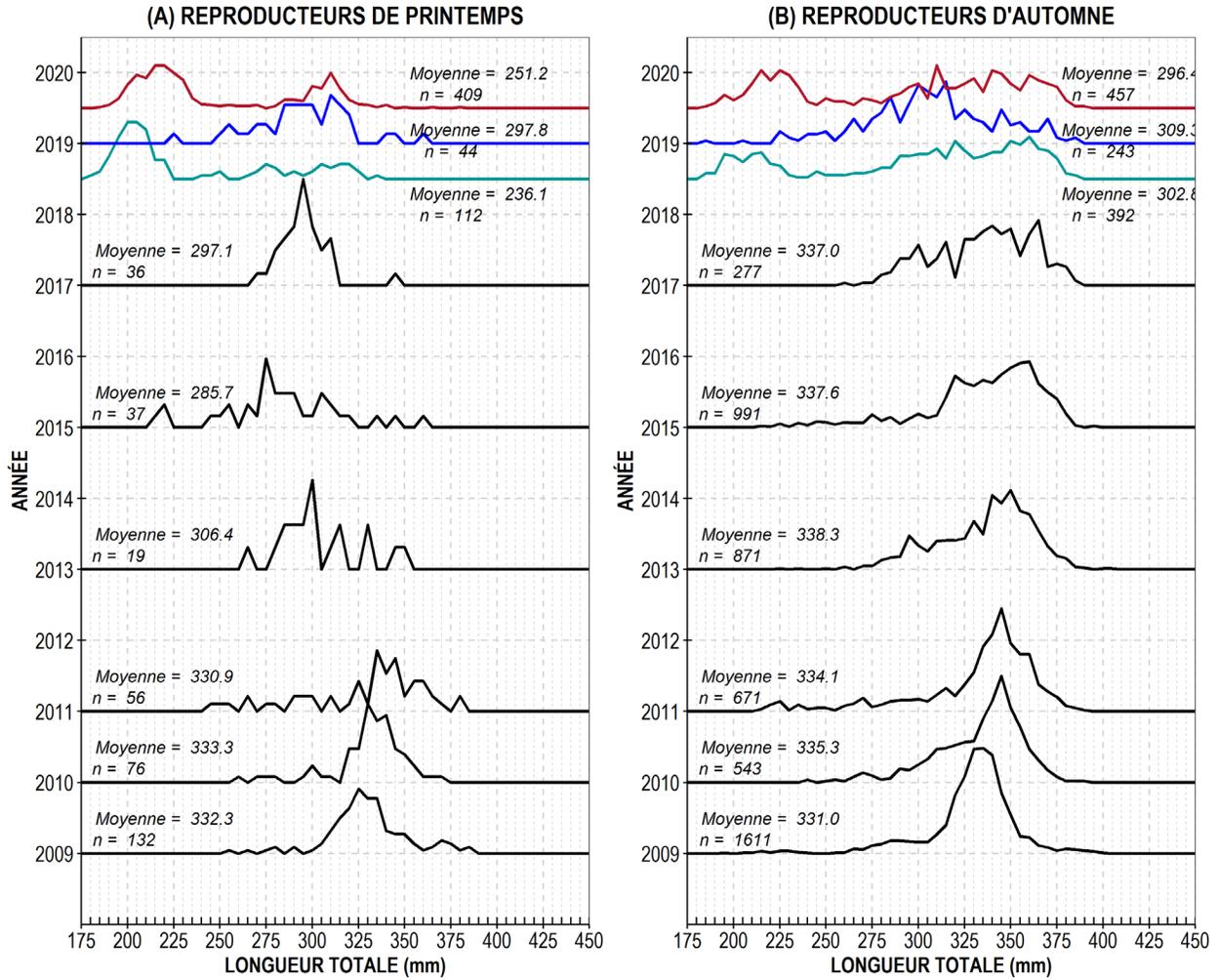


Figure 17. Distributions de fréquences de longueur totale relatives des reproducteurs de printemps et d'automne utilisées dans le calcul de l'indice acoustique désagrégé à l'âge. Les lignes situées au-dessous et au-dessus de 2019 représentent respectivement les échantillons biologiques des relevés acoustiques d'été et d'automne, tandis que les lignes bleues représentent les échantillons du relevé de la pêche au chalut de fond plurispécifique du nord du Golfe.

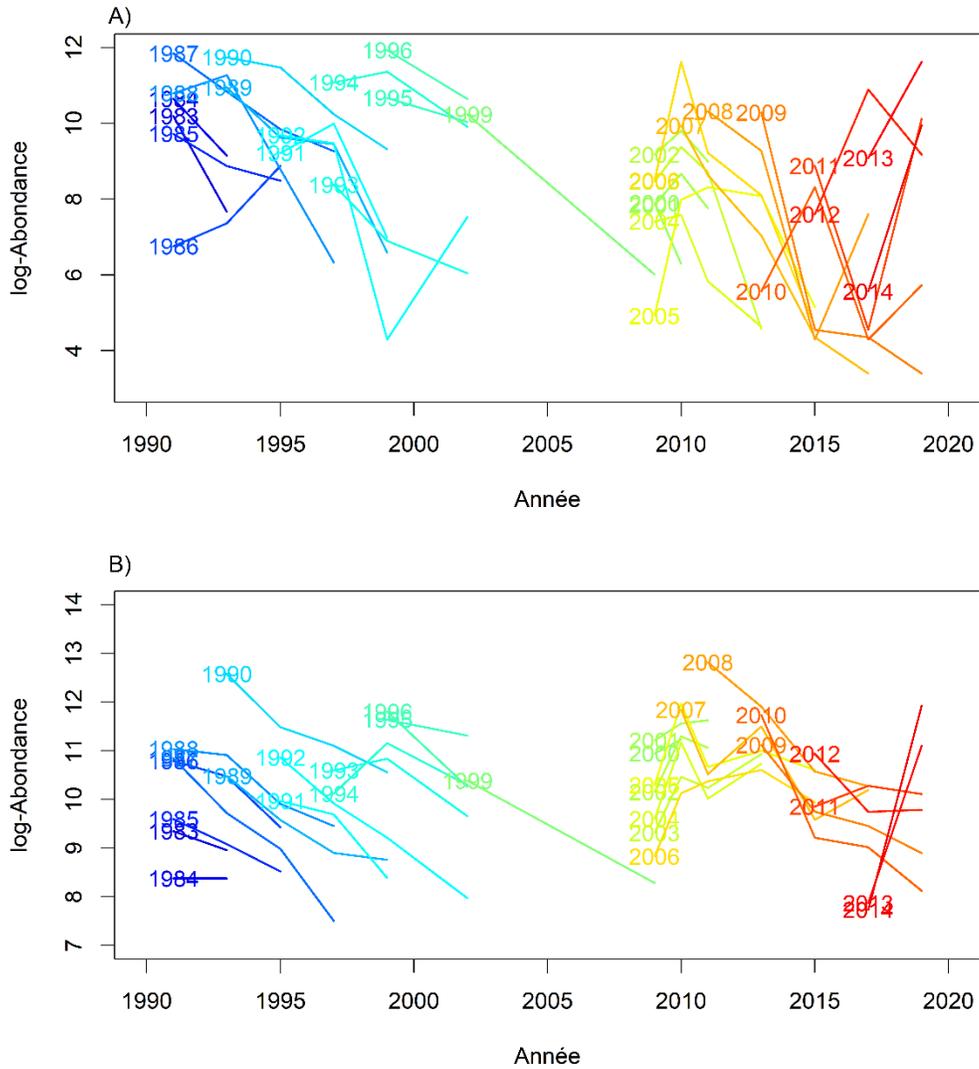


Figure 18. Courbes de capture corrigées selon la sélectivité pour l'abondance des relevés acoustiques pour a) les reproducteurs de printemps et b) les reproducteurs d'automne âgé de 3 à 10 ans. Les lignes individuelles montrent les tendances d'abondance pour les cohortes individuelles, identifiées par leur année de naissance. Les sélectivités selon l'âge pour chaque stock ont été tirées de Grégoire et al. (2004).

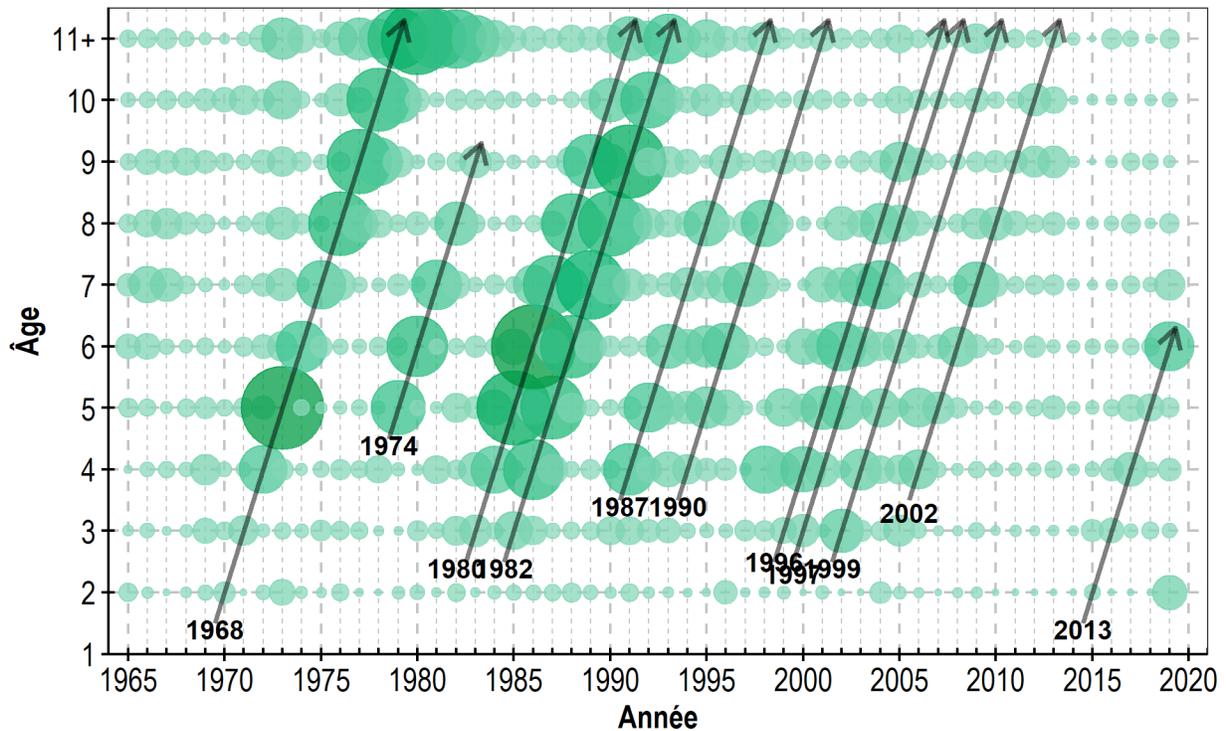


Figure 19. Diagramme à bulles des captures selon l'âge de la pêche de reproducteurs de printemps, de 1965 à 2019, dans la division 4R de l'OPANO. La surface du cercle est proportionnelle au débarquement annuel (nombre de poissons). Les flèches représentent des cohortes dominantes.

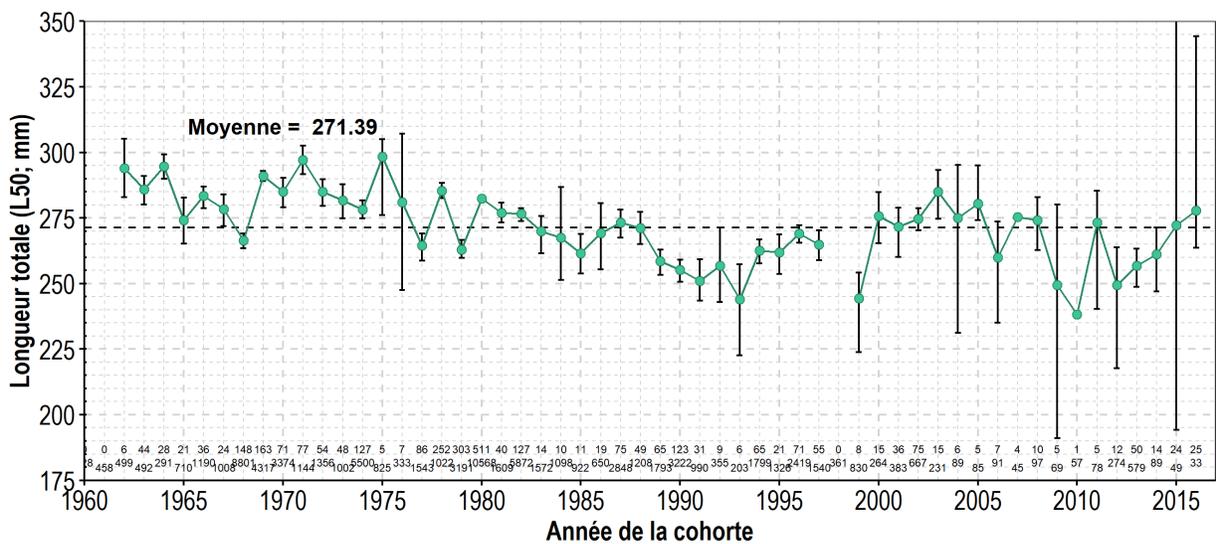


Figure 20. Longueur totale à 50 % de maturité (L50) par cohorte dans la division 4R de l'OPANO pour les reproducteurs de printemps. Les barres d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95 %. Les chiffres au-dessus de l'axe des x représentent le nombre total de poissons échantillonnés par cohorte (les 2 lignes inférieures) et le nombre de poissons immatures échantillonnés par cohorte (ligne supérieure). La ligne horizontale en pointillés est la moyenne arithmétique des L50 des cohortes.

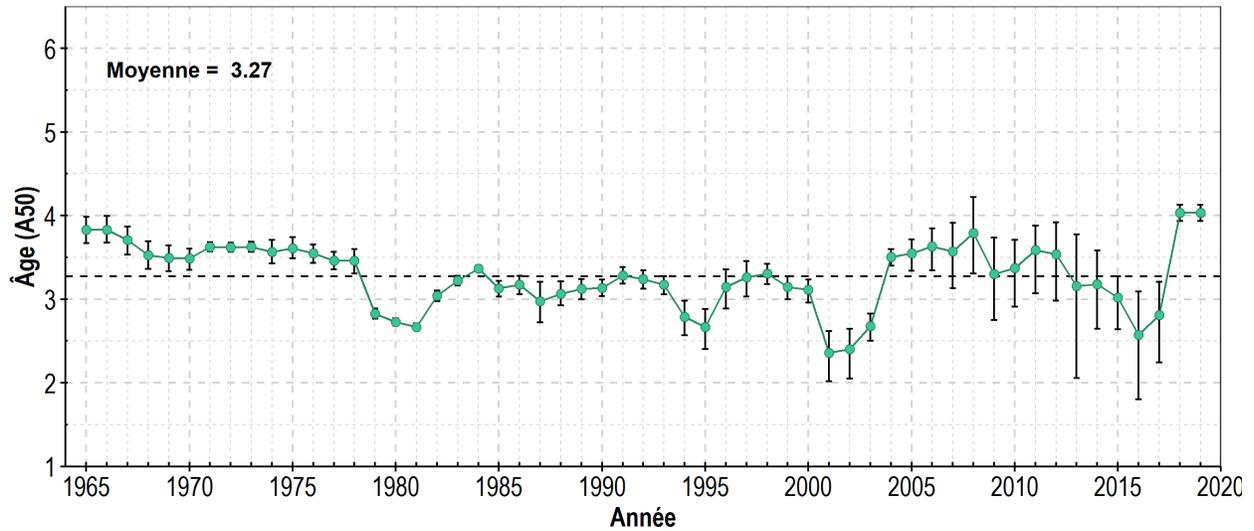


Figure 21. Âge à 50 % de maturité par année dans la division 4R de l'OPANO pour les reproducteurs de printemps. Les barres d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95 %. Pour chaque année, les données ont été regroupées avec celles des 2 années adjacentes en raison du nombre insuffisant de poissons immatures. La ligne horizontale en pointillés représente les moyennes arithmétiques des L50 annuelles.

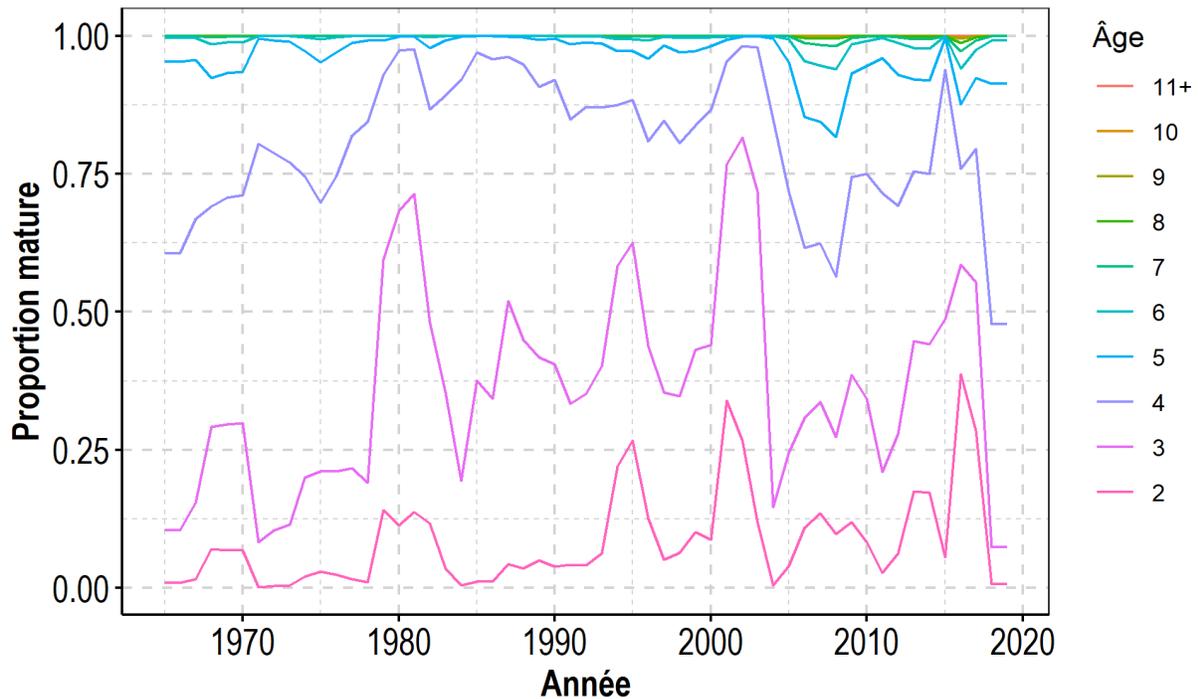


Figure 22. Maturité selon l'âge (proportion d'individus matures) dans la division 4R de l'OPANO pour les reproducteurs de printemps.

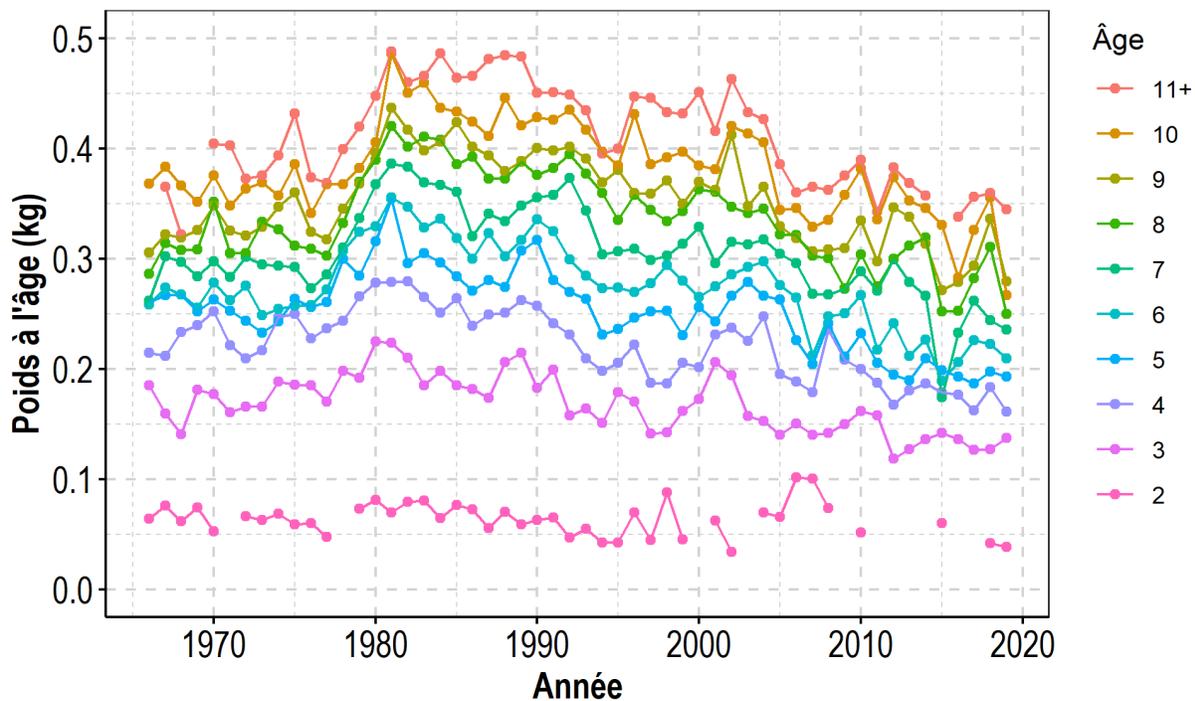


Figure 23. Poids selon l'âge annuel prédit dans la division 4R de l'OPANO pour les reproducteurs de printemps, standardisé pour les petites sennes coulissantes, le mois d'août et la division 4R.

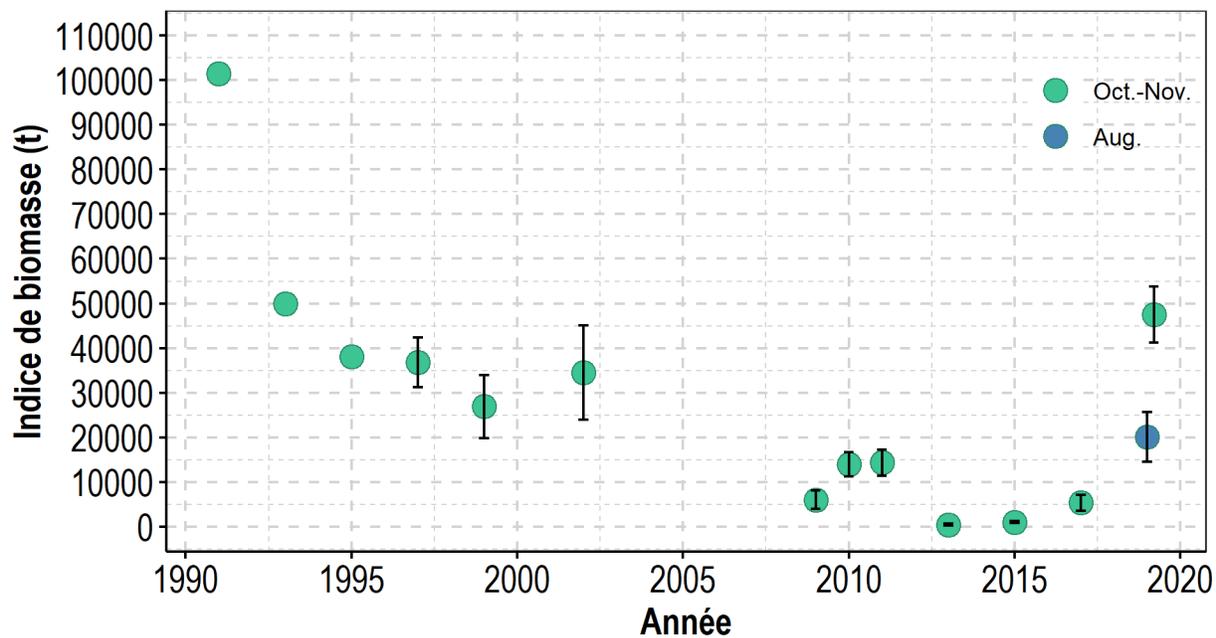


Figure 24. Indices de biomasse des relevés acoustiques de l'automne et de l'été 2019 pour les reproducteurs de printemps. Les barres d'erreur indiquent l'erreur type

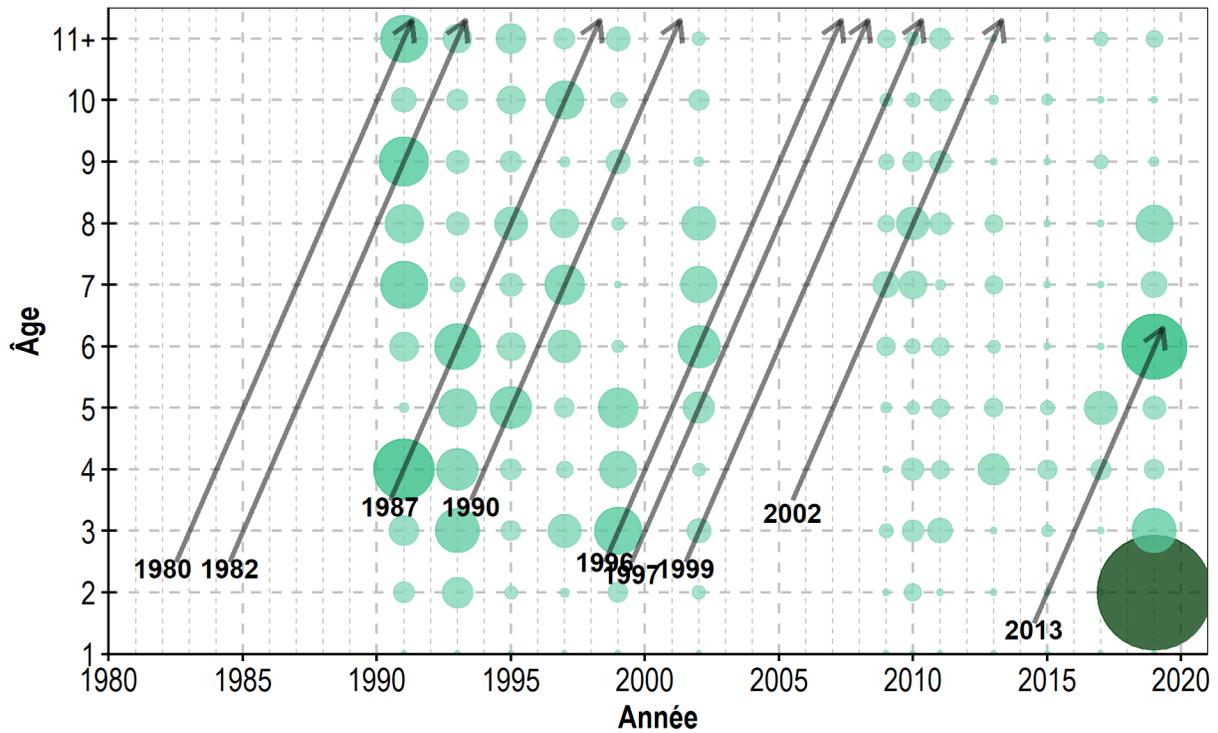


Figure 25. Diagramme à bulles du nombre selon l'âge des reproducteurs de printemps provenant des relevés acoustiques. La surface du cercle est proportionnelle à l'abondance estimée (nombre de poissons) dans le relevé. Les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées à la Figure 19.

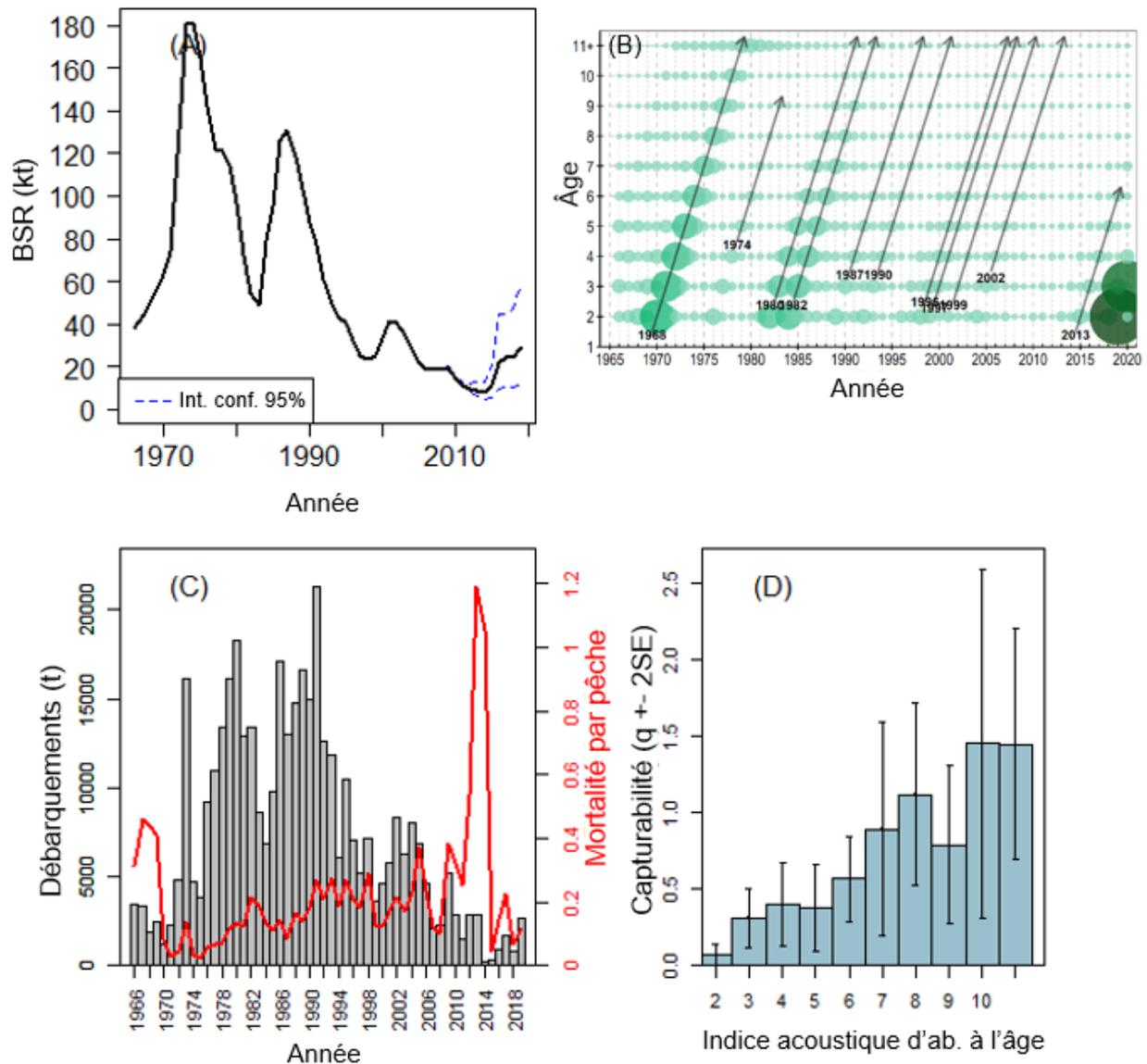


Figure 26. Résultats du modèle 1a pour les reproducteurs de printemps : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 19 et 25), (C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et débarquement annuel, et (D) coefficients de capturabilité.

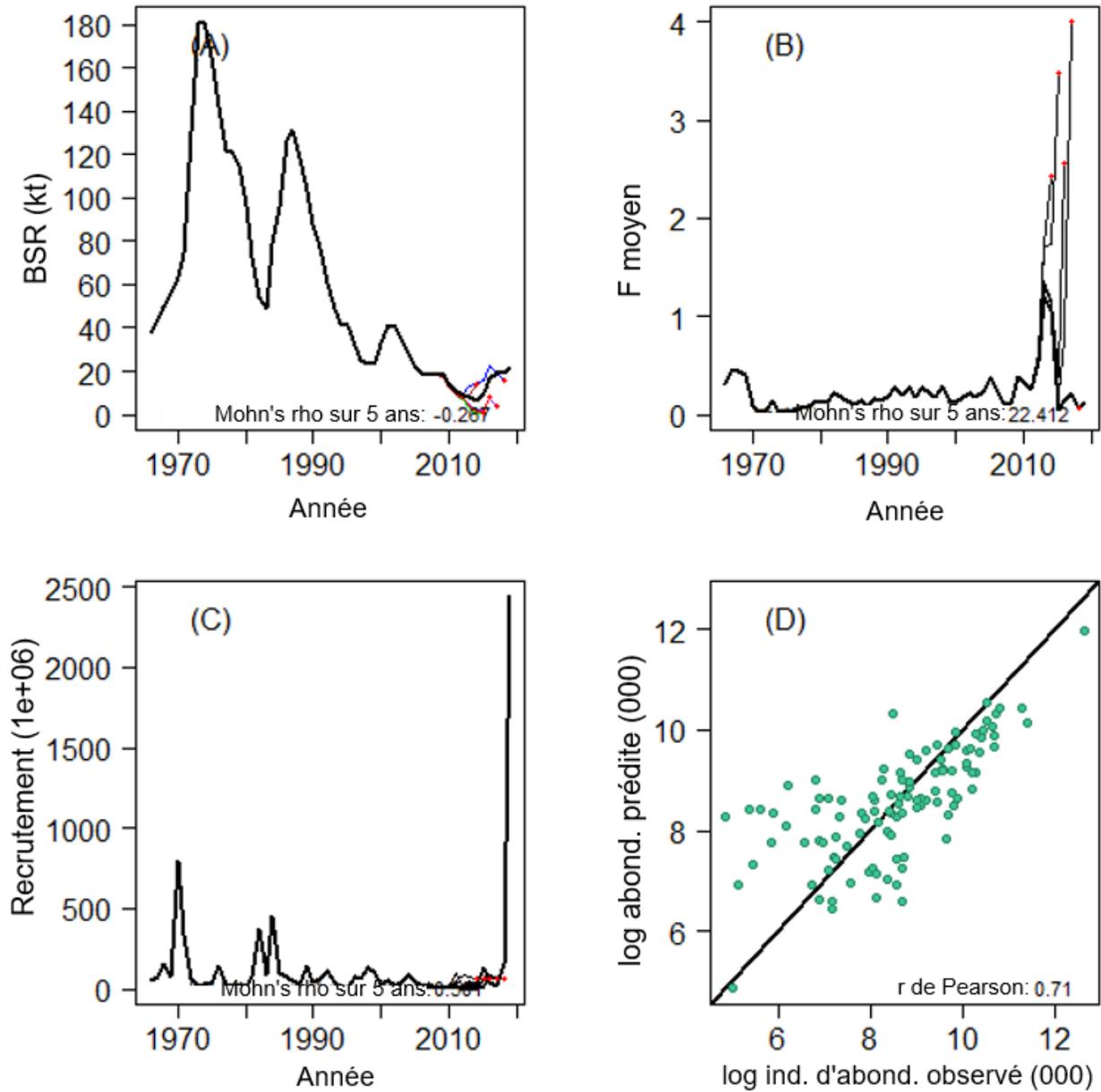


Figure 27. Modèle 1a des reproducteurs de printemps : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR, (B) moyenne de F, (C) le recrutement, et (D) abondances prédites et observées.

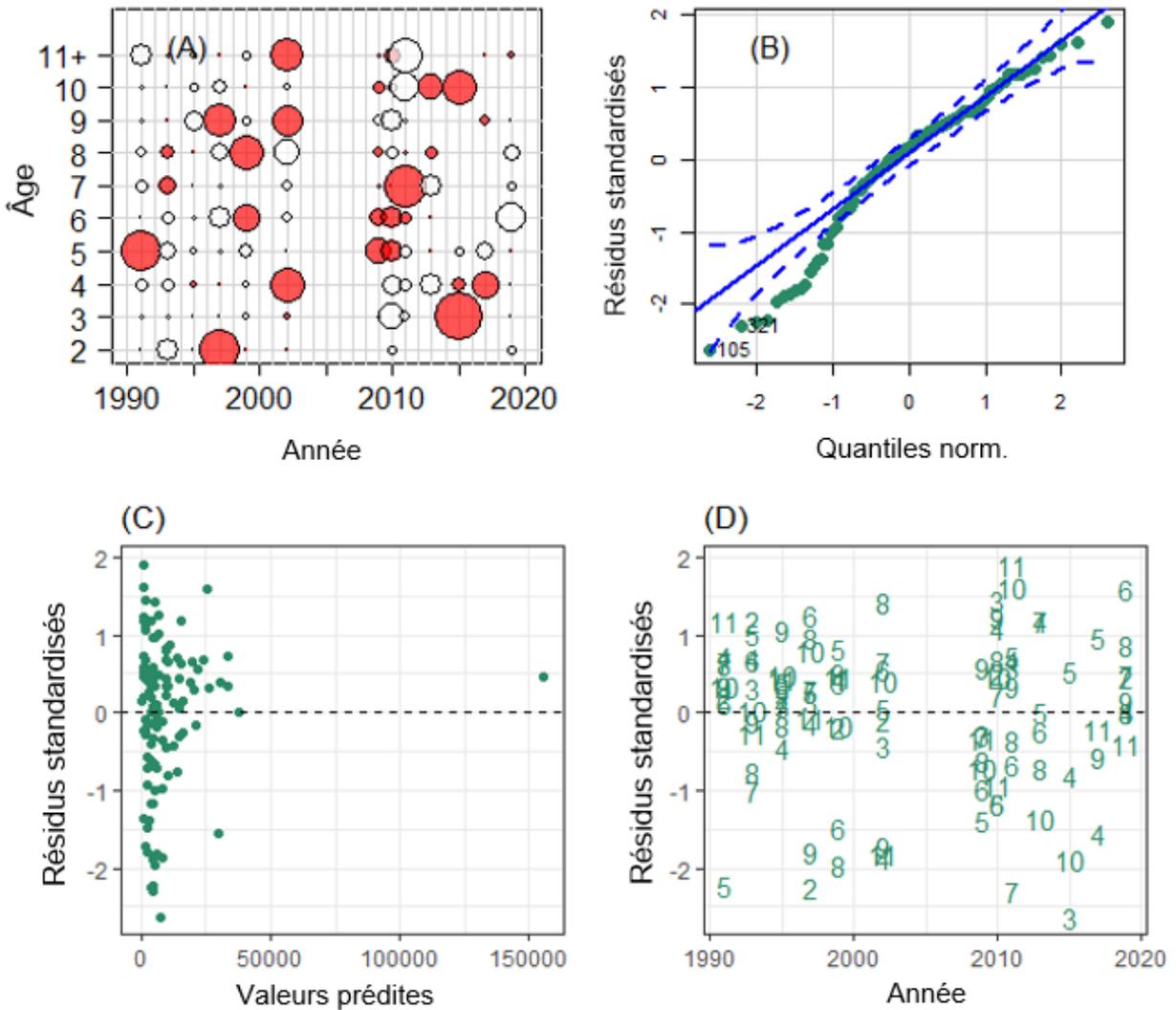


Figure 28. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 1a pour les reproducteurs de printemps : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge.

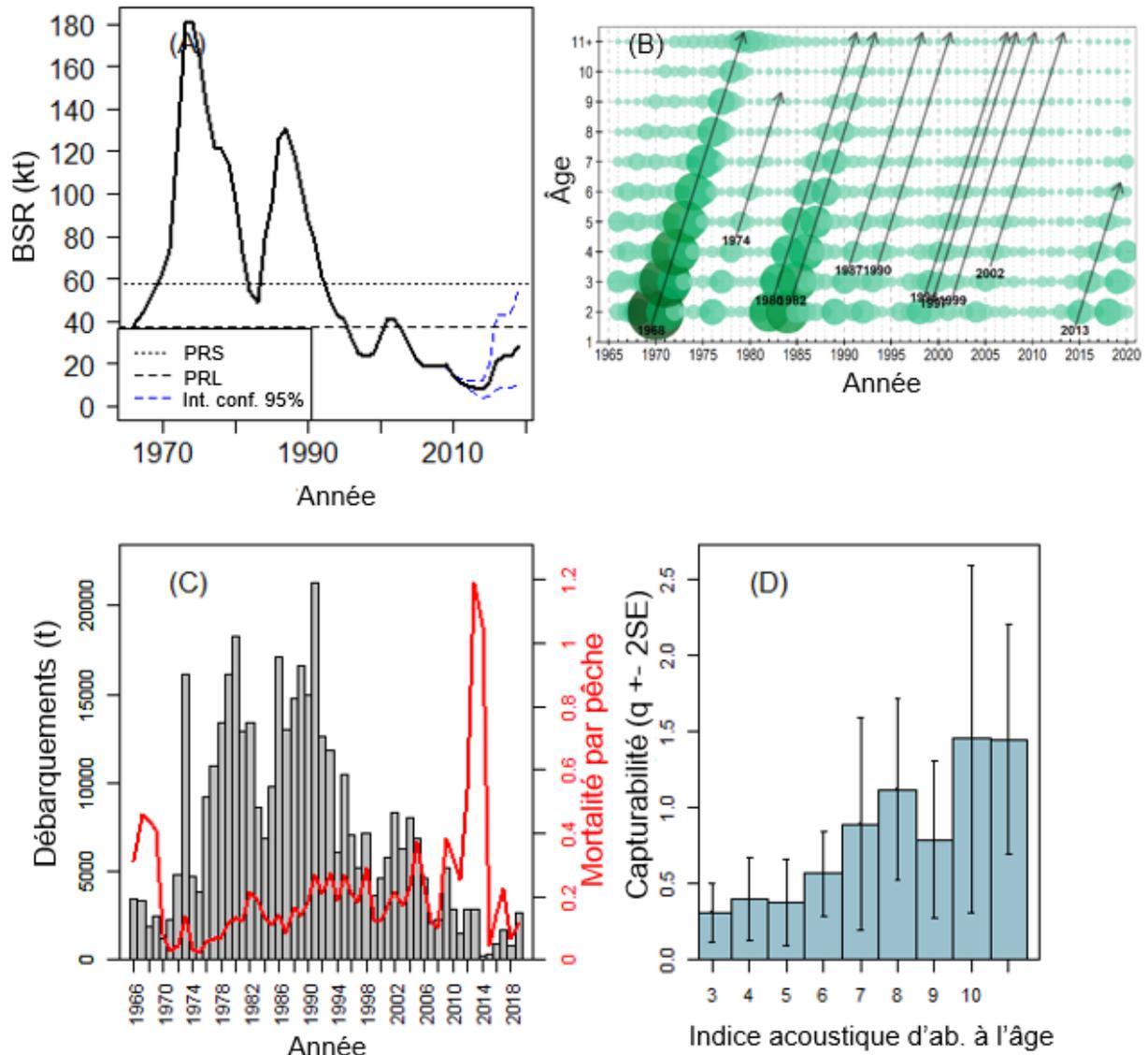


Figure 29. Résultats du modèle 1b pour les reproducteurs de printemps : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec référence supérieure du stock, point de référence limite et intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 19 et 25), C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et captures annuelles, et D) coefficients de capturabilité.

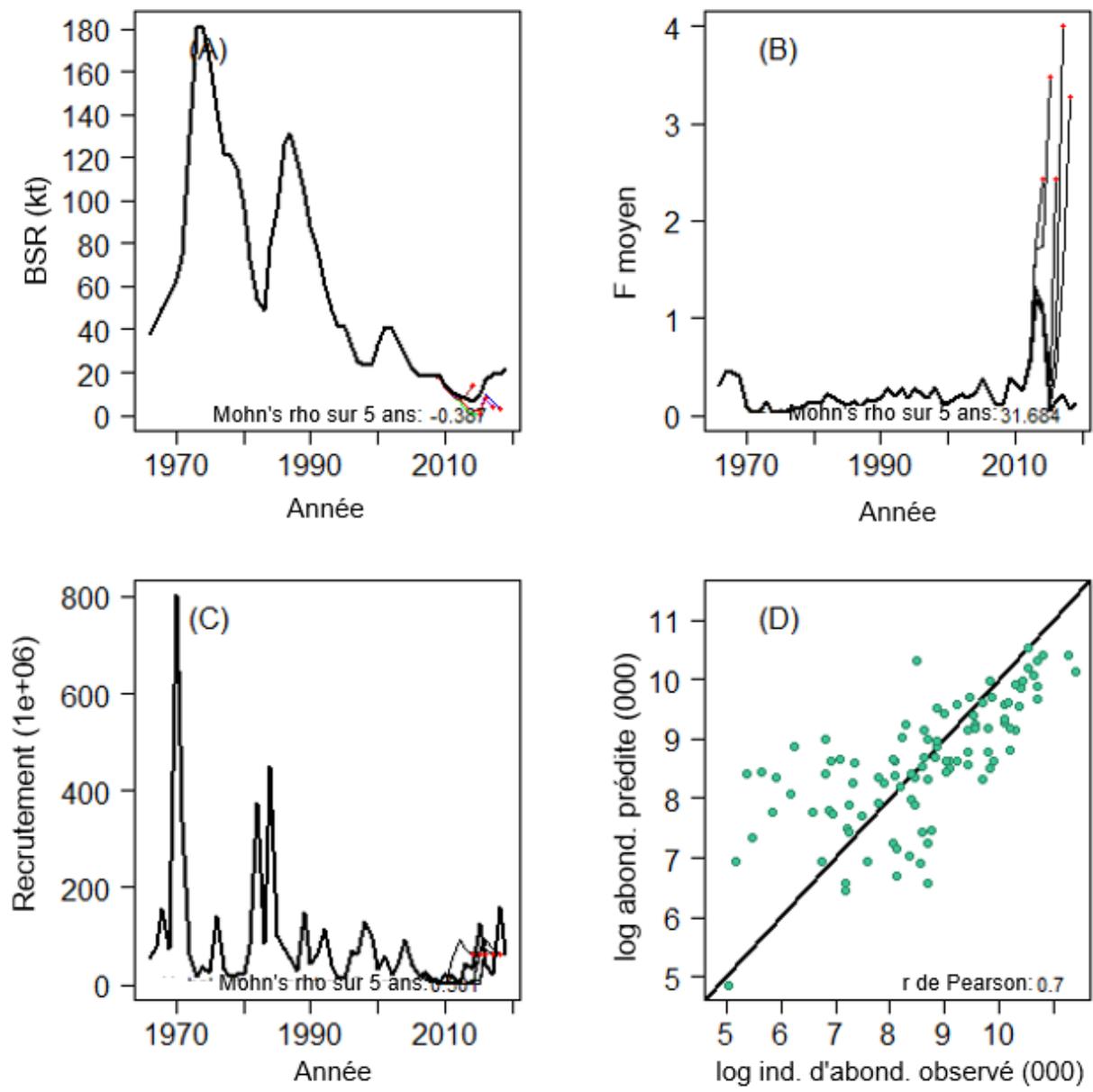


Figure 30. Modèle 1b des reproducteurs de printemps : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR, (B) moyenne de F, (C) le recrutement, et (D) abondances prédites et observées.

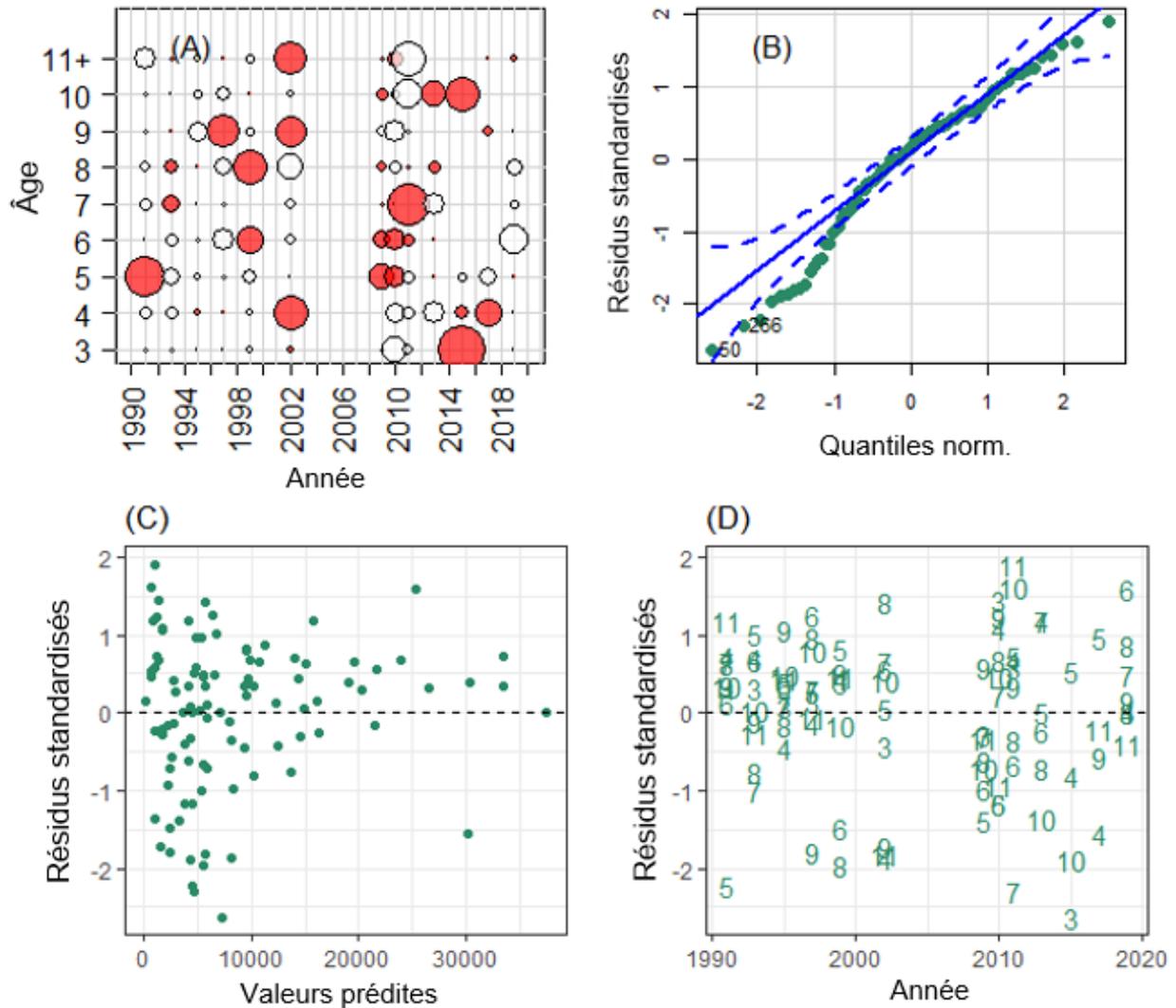


Figure 31. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 1b pour les reproducteurs de printemps : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge.

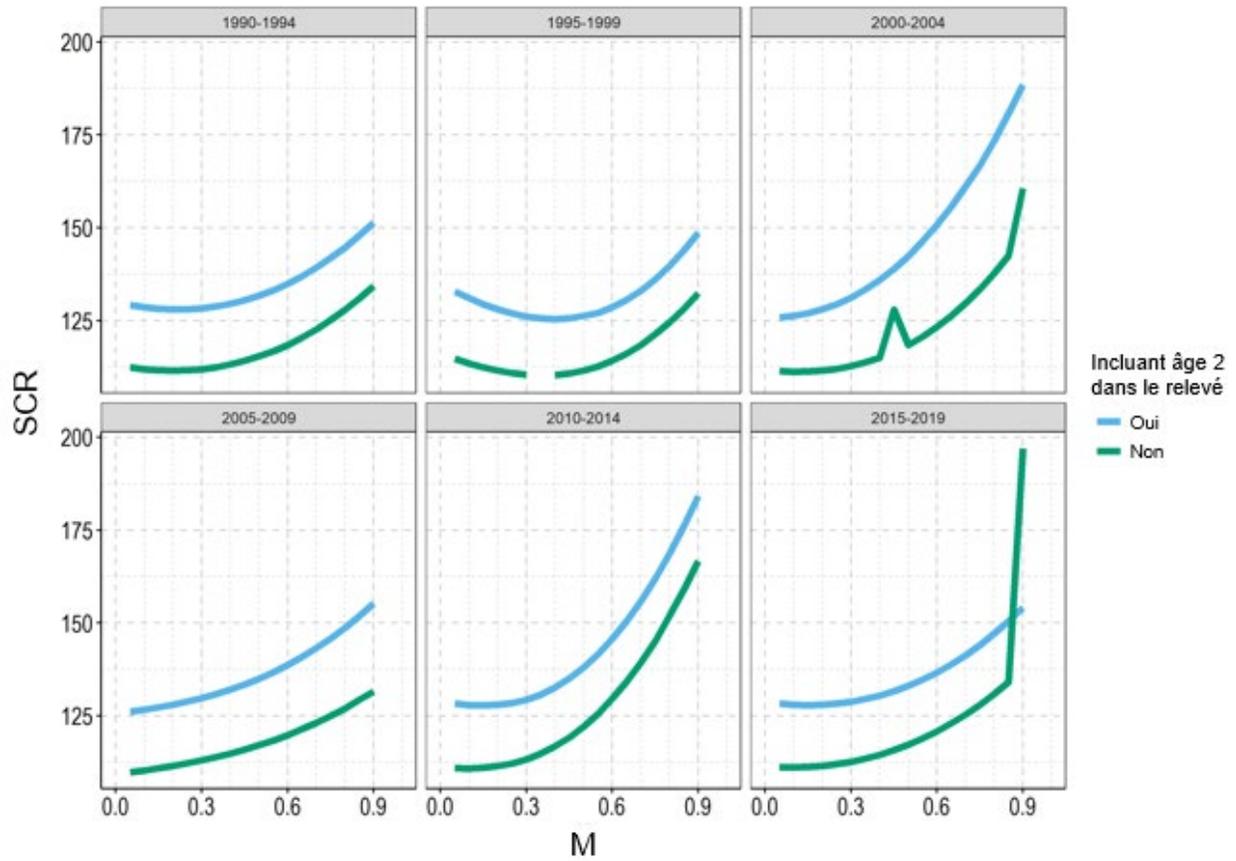


Figure 32. Analyse de sensibilité utilisée pour sélectionner la mortalité naturelle (M) des reproducteurs de printemps pour les modèles 2a (incluant l'indice de relevé des individus de 2 ans) et 2b (excluant l'indice de relevé des individus de 2 ans). SCR : somme des carrés des résidus. Les valeurs manquantes indiquent la non-convergence du modèle.

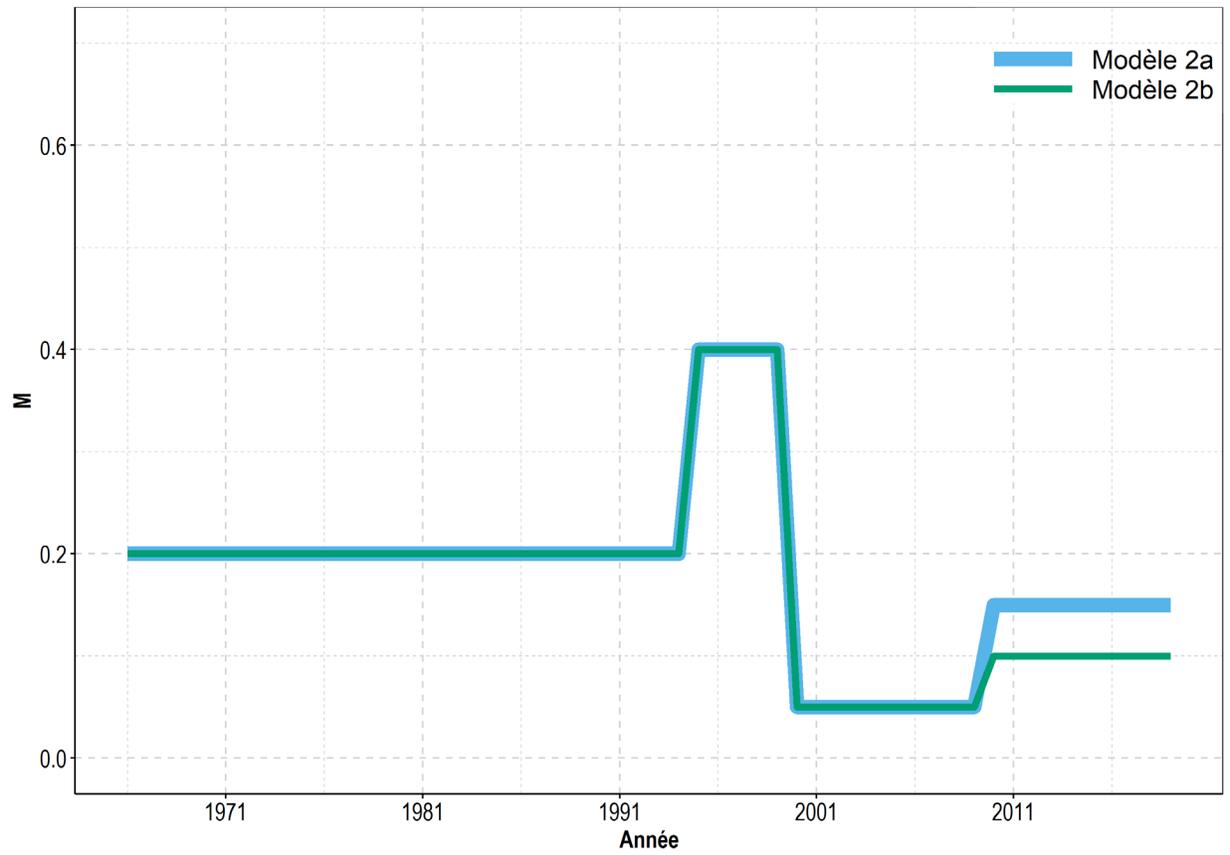


Figure 33. Mortalité naturelle (M) sélectionnée par l'analyse de sensibilité et utilisée dans les modèles 2a et 2b des reproducteurs de printemps.

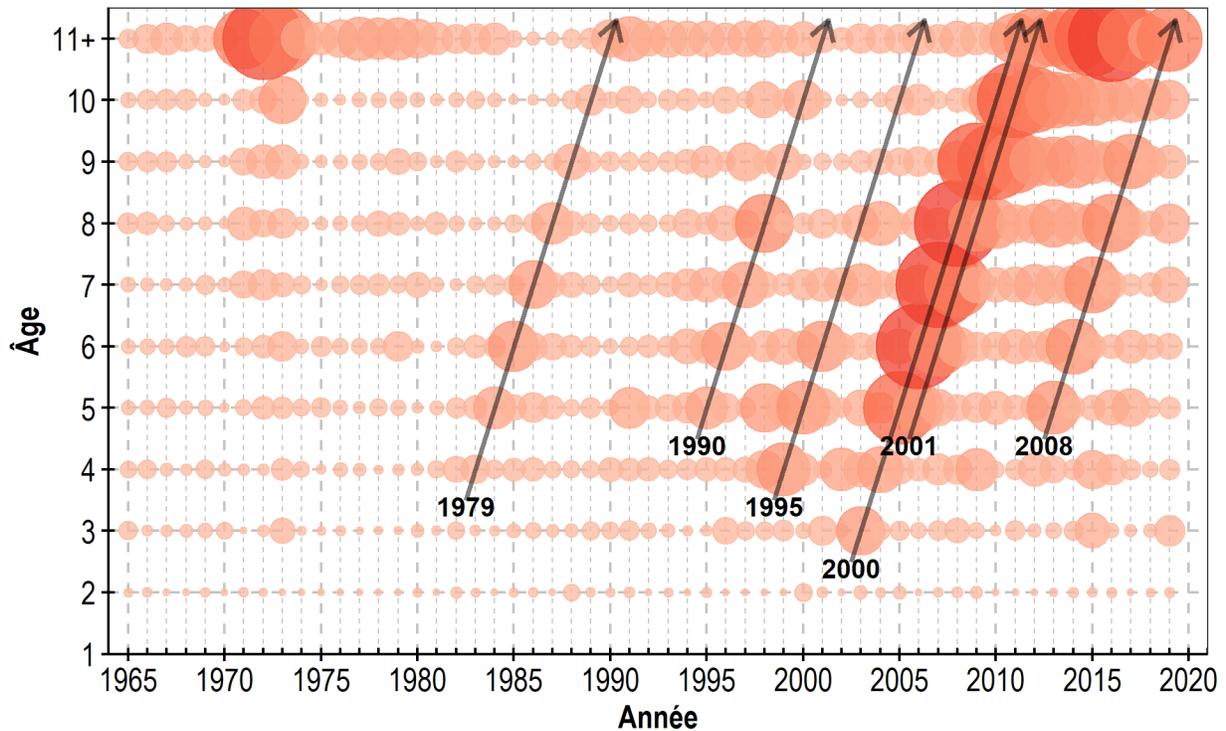


Figure 34. Diagramme à bulles des captures selon l'âge de la pêche des reproducteurs d'automne dans la division 4R de l'OPANO, 1965-2019. La surface du cercle est proportionnelle au débarquement annuel (nombre de poissons) d'une cohorte donnée. Les flèches représentent des cohortes dominantes.

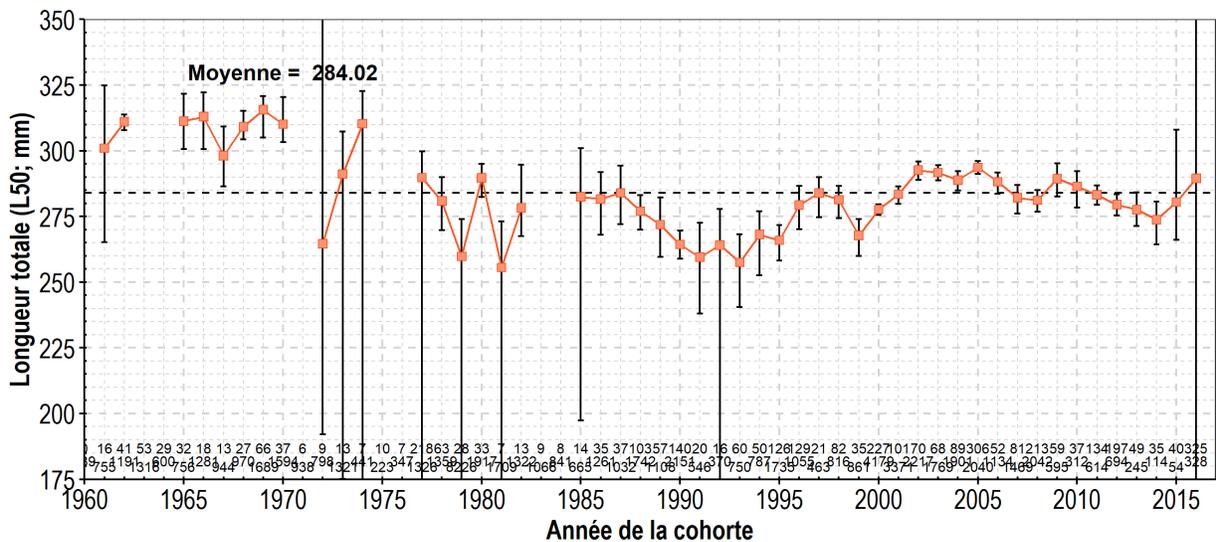


Figure 35. Longueur totale à 50 % de maturité par cohorte pour les reproducteurs d'automne dans la division 4R de l'OPANO. Les barres d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95 %. Les chiffres au-dessus de l'axe des x représentent le nombre total de poissons échantillonnés (les 2 lignes inférieures) et le nombre de poissons immatures échantillonnés par cohorte (ligne supérieure). La ligne horizontale en pointillés est la moyenne arithmétique des L50 des cohortes.

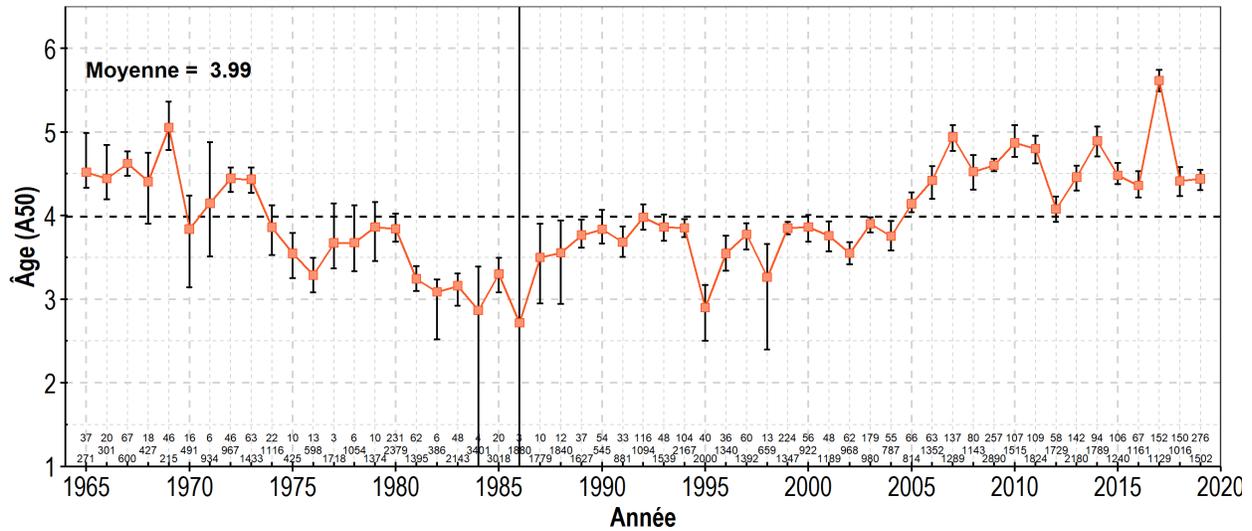


Figure 36. Âge à 50 % de maturité par année pour les reproducteurs d'automne dans la division 4R de l'OPANO. Les barres d'erreur indiquent les intervalles de confiance amorcés à 95 %. La ligne horizontale en pointillés représente les moyennes arithmétiques des L50 annuelles. Les chiffres au-dessus de l'axe des x représentent le nombre total de poissons par cohorte (les 2 lignes inférieures de chaque figure) et le nombre de poissons immatures par cohorte (ligne supérieure de chaque figure).

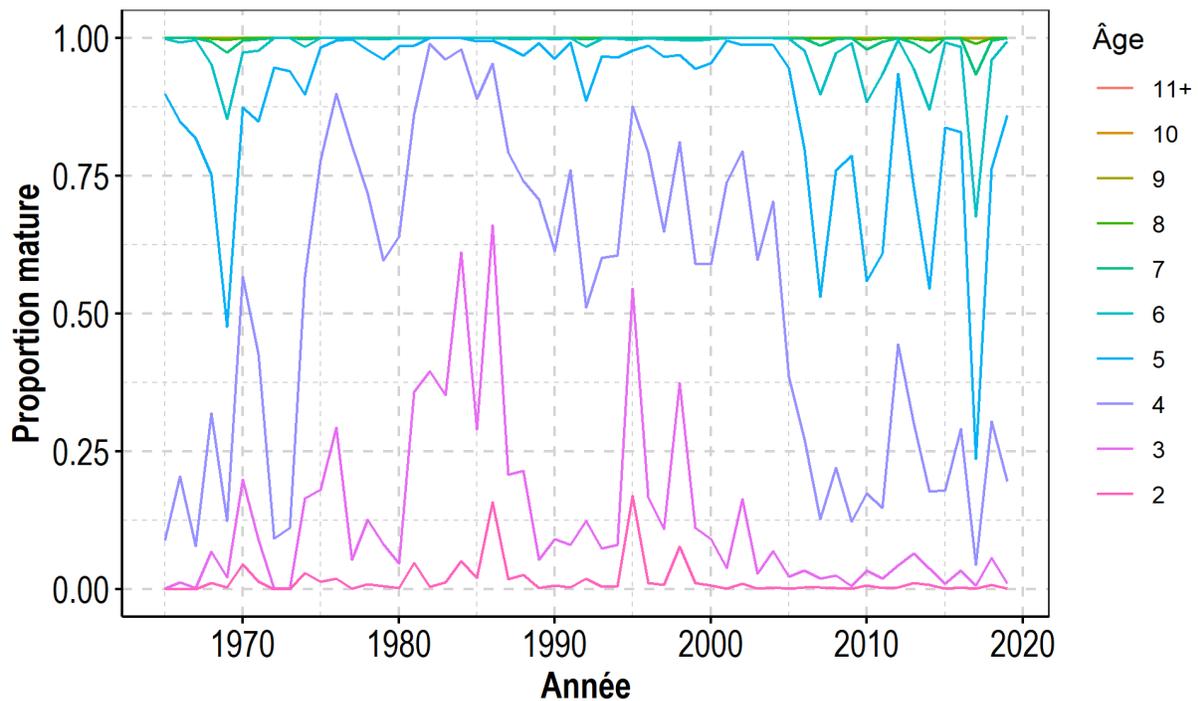


Figure 37. Maturité selon l'âge (proportion d'individus matures) dans la division 4R de l'OPANO pour les reproducteurs de printemps.

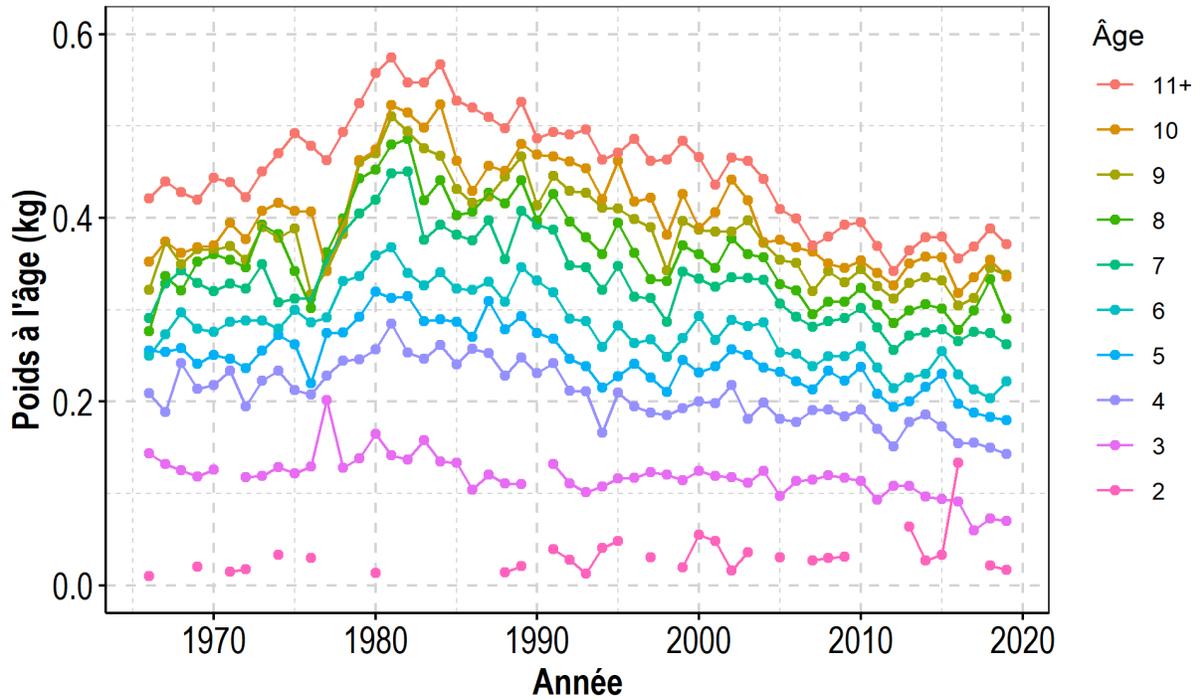


Figure 38. Poids selon l'âge par année pour les reproducteurs d'automne dans la division 4R de l'OPANO. Les poids ont été prédits à partir des modèles de standardisation pour la sous-unité 4Ra de l'OPANO, le mois de novembre et les petits senneurs.

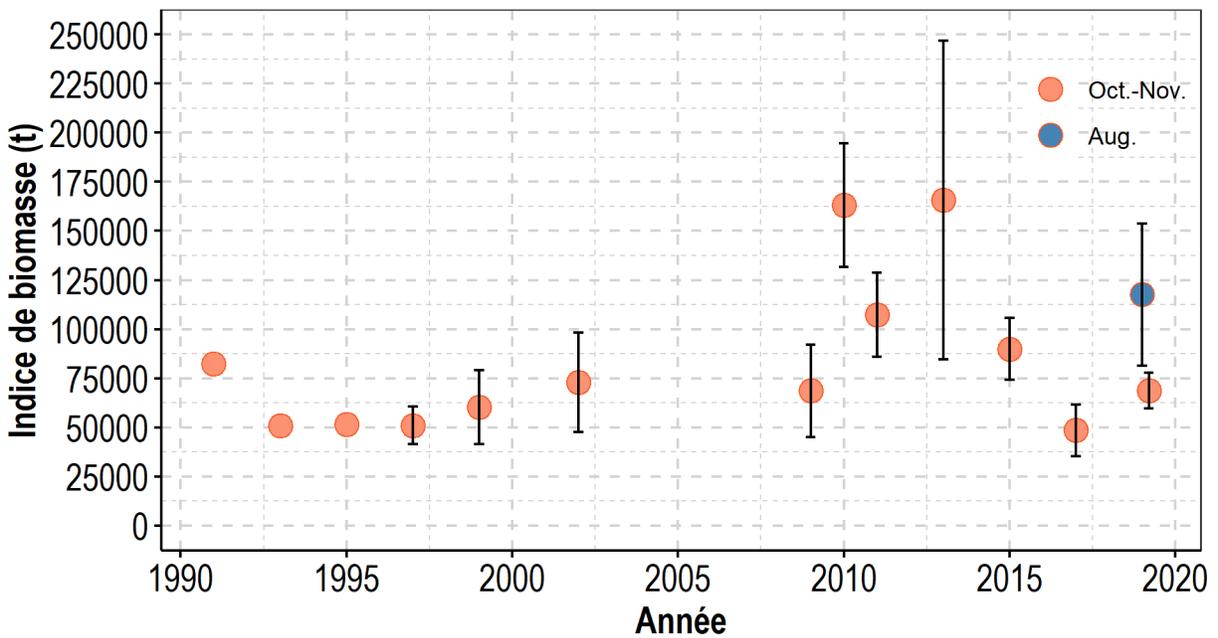


Figure 39. Indices de biomasse des relevés acoustiques de l'automne et de l'été pour les reproducteurs d'automne. Les barres d'erreur indiquent l'erreur type.

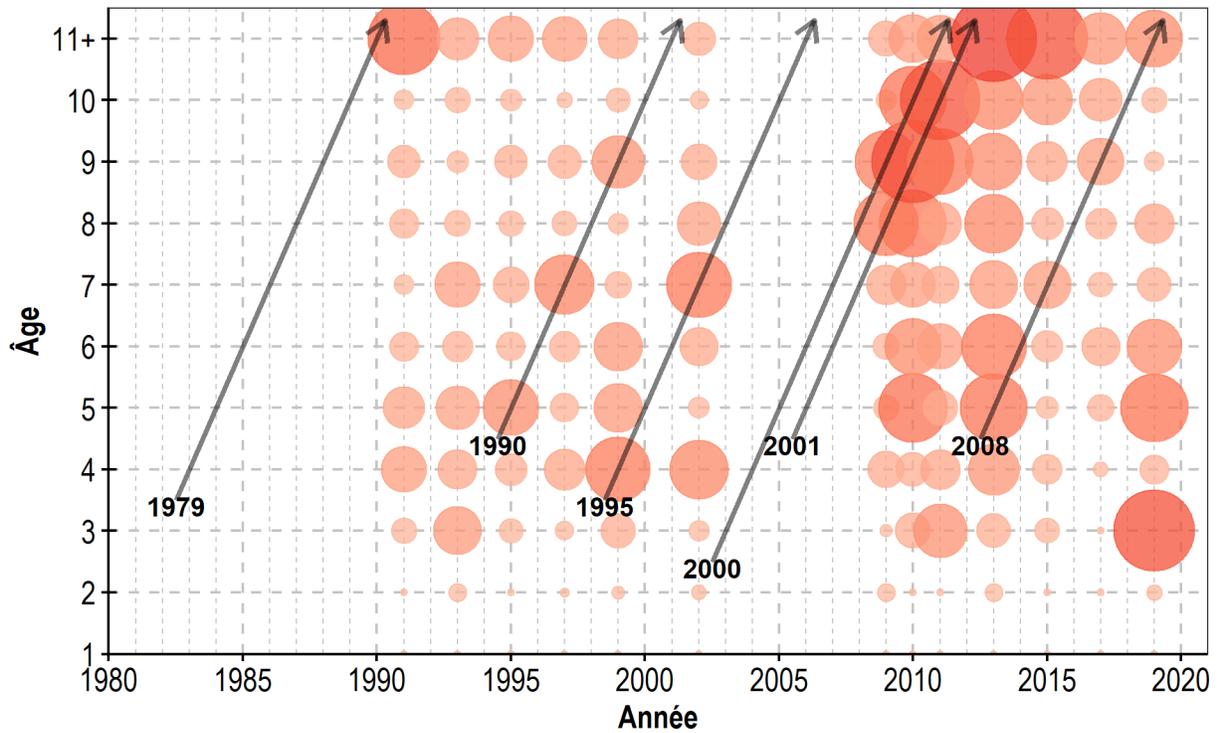


Figure 40. Diagramme à bulles du nombre selon l'âge des reproducteurs d'automne provenant des relevés acoustiques. La surface du cercle est proportionnelle à l'abondance estimée (nombre de poissons) dans le relevé. Les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées à la Figure 34.

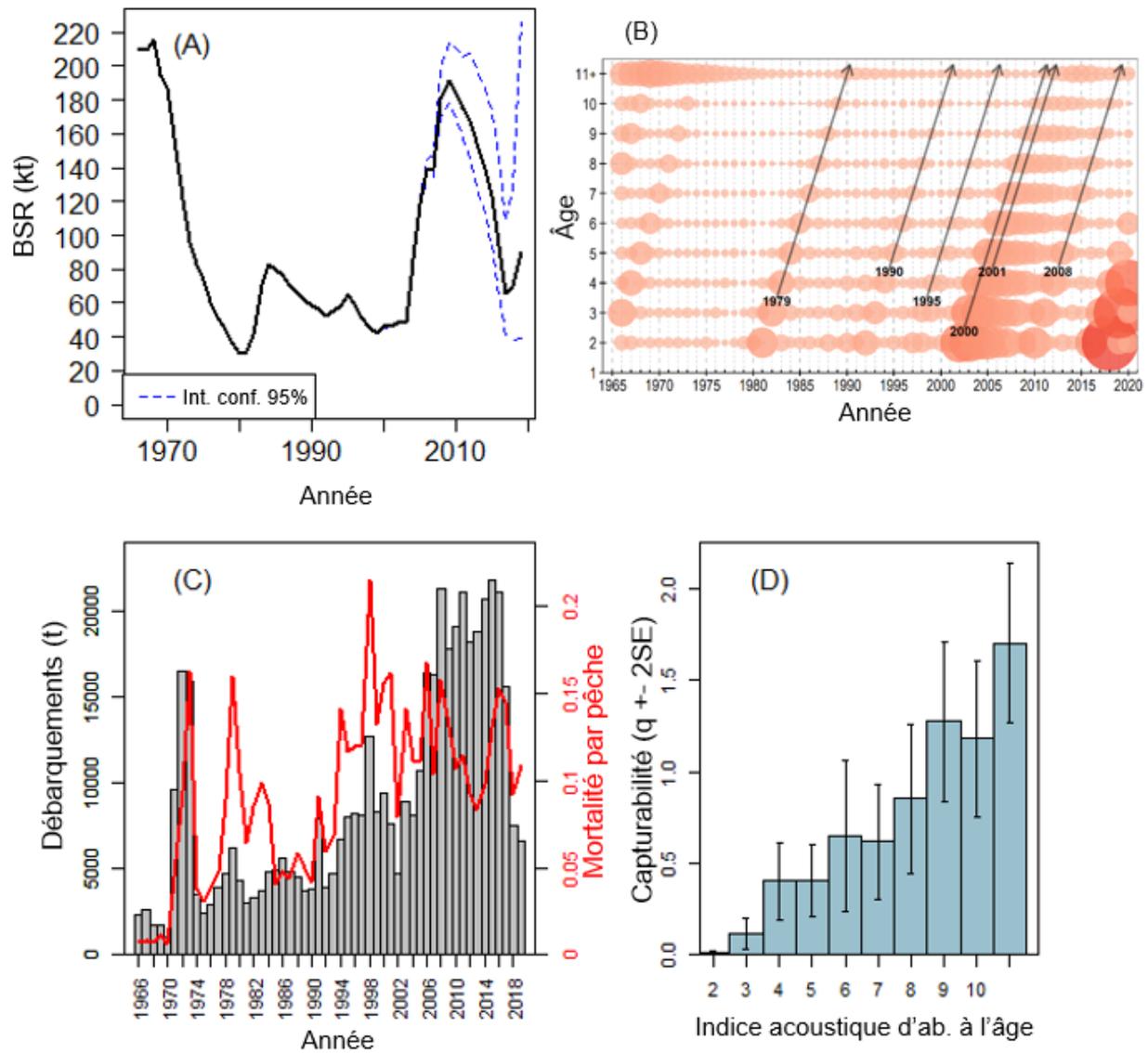


Figure 41. Résultats du modèle 1a pour les reproducteurs d'automne : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 34, Figure 19 et 40), (C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et captures annuelles, et (D) coefficients de capturabilité.

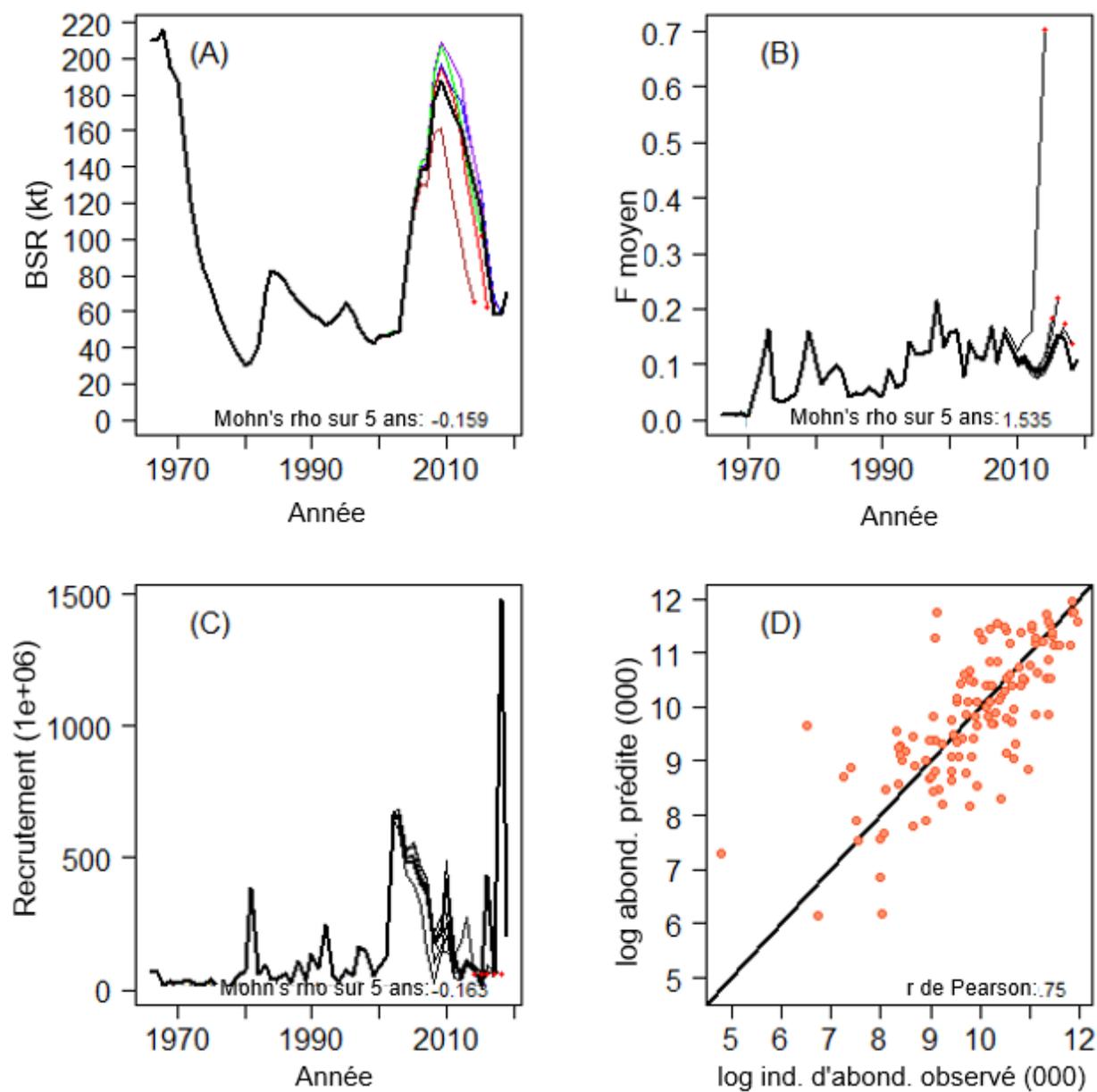


Figure 42. Modèle 1a des reproducteurs d'automne : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR, (B) moyenne de F, (C) le recrutement, et (D) abondances prédites et observées.

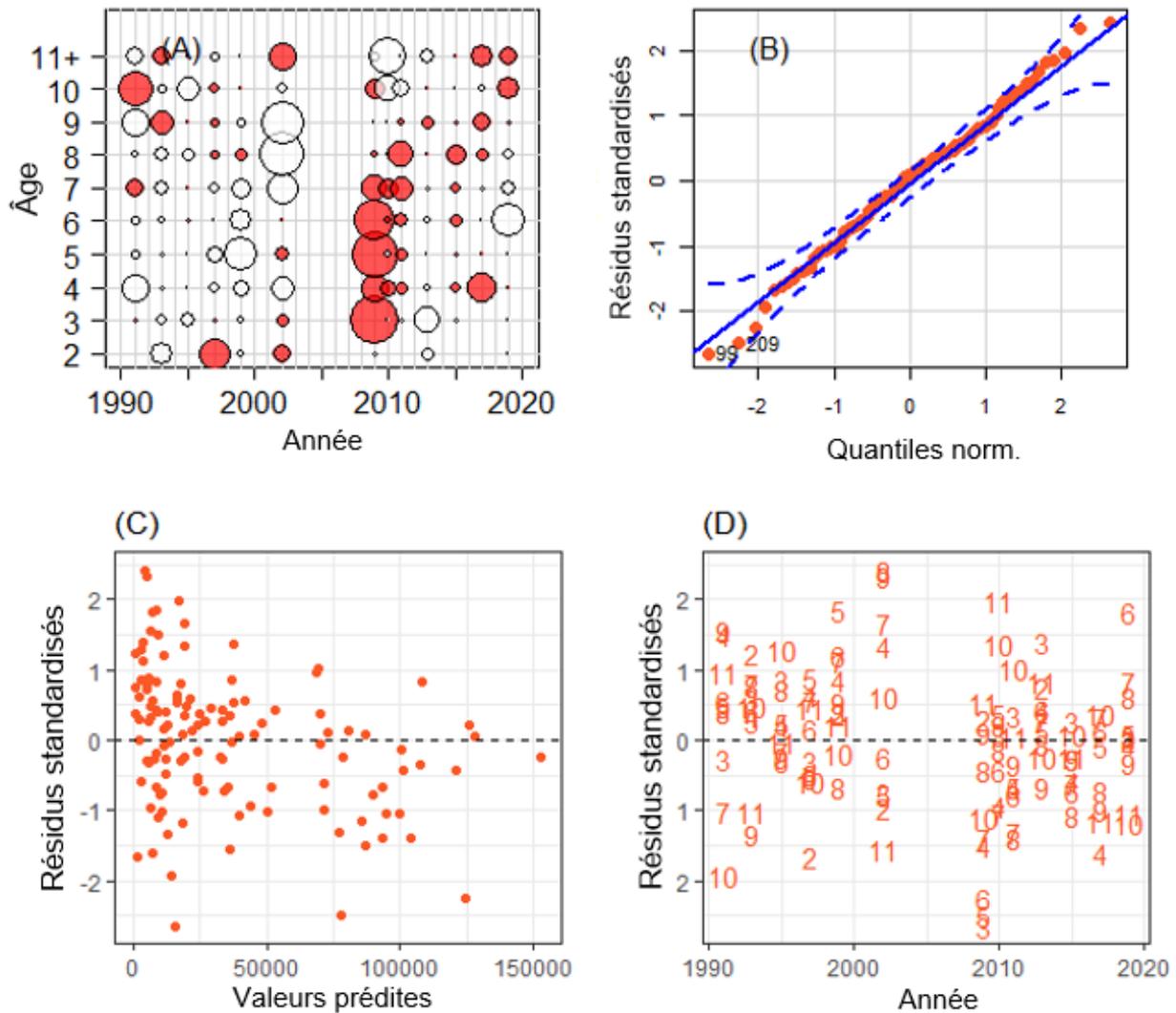


Figure 43. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 1a pour les reproducteurs d'automne : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge.

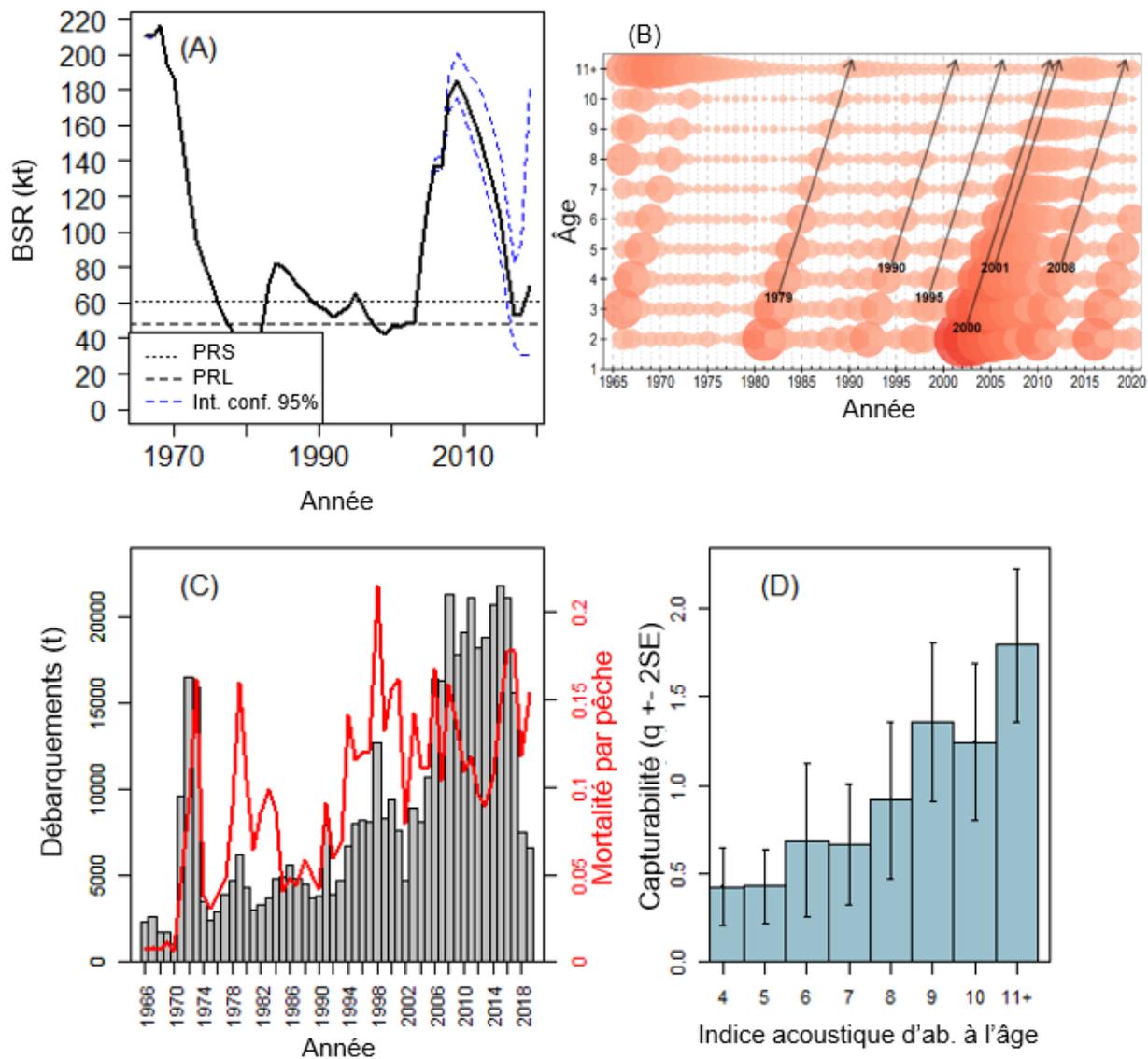


Figure 44. Résultats du modèle 1b pour les reproducteurs d'automne : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec référence supérieure du stock, point de référence limite et intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 34, Figure 19 et 40), (C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et captures annuelles, et (D) coefficients de capturabilité.

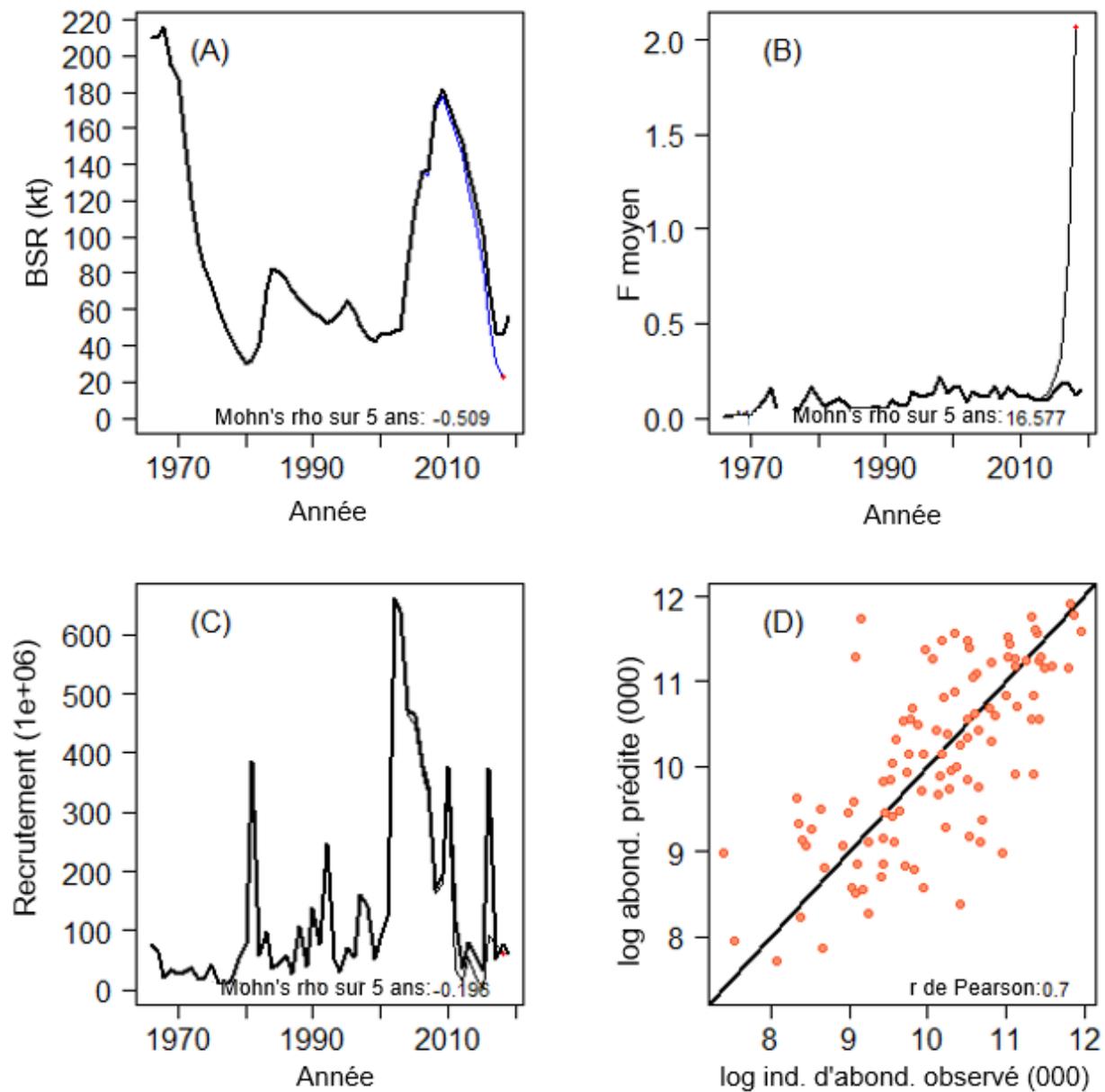


Figure 45. Modèle 1b des reproducteurs d'automne : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR, (B) moyenne de F, (C) le recrutement, et (D) abondances prédites et observées.

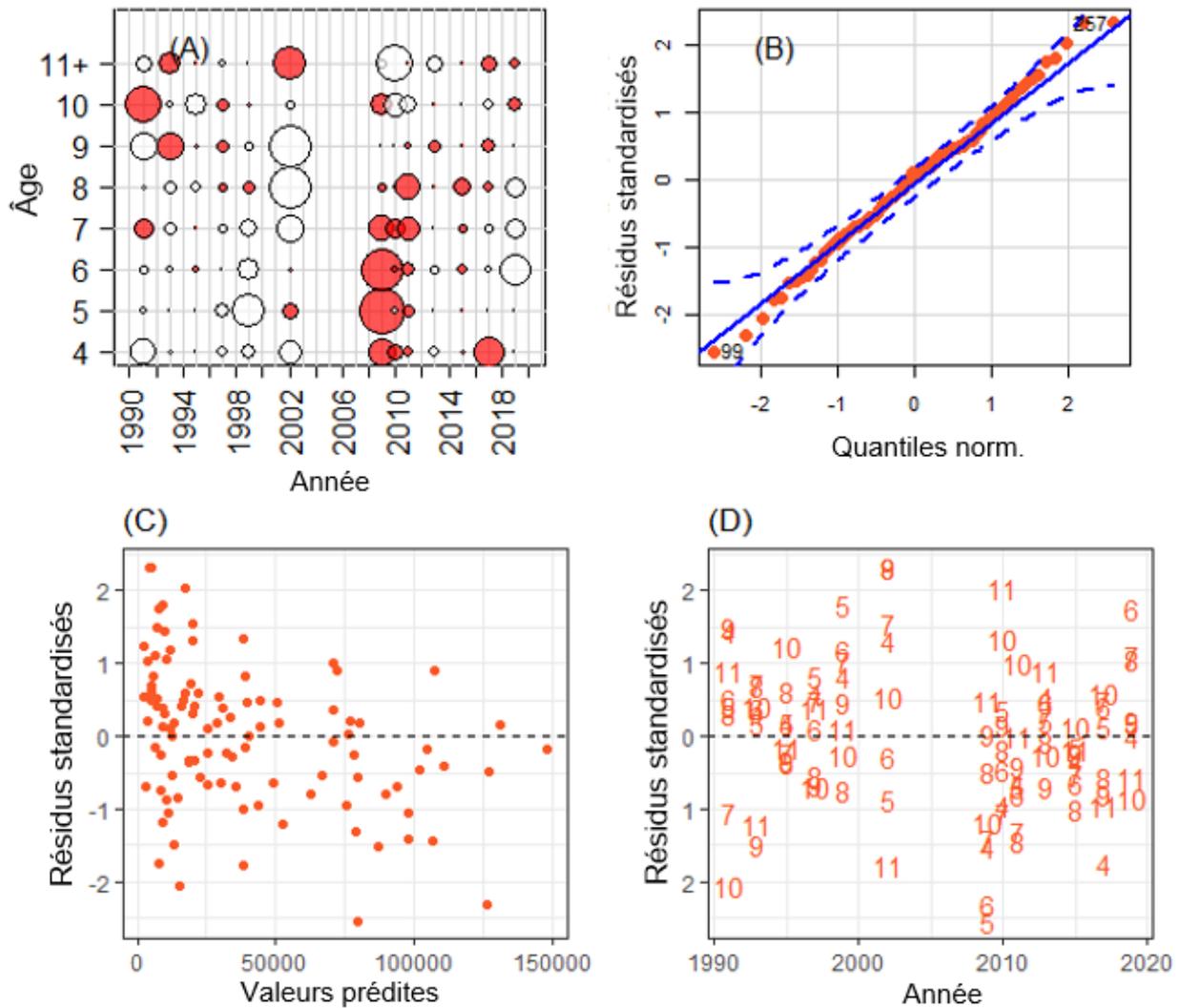


Figure 46. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 1b pour les reproducteurs d'automne : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge.

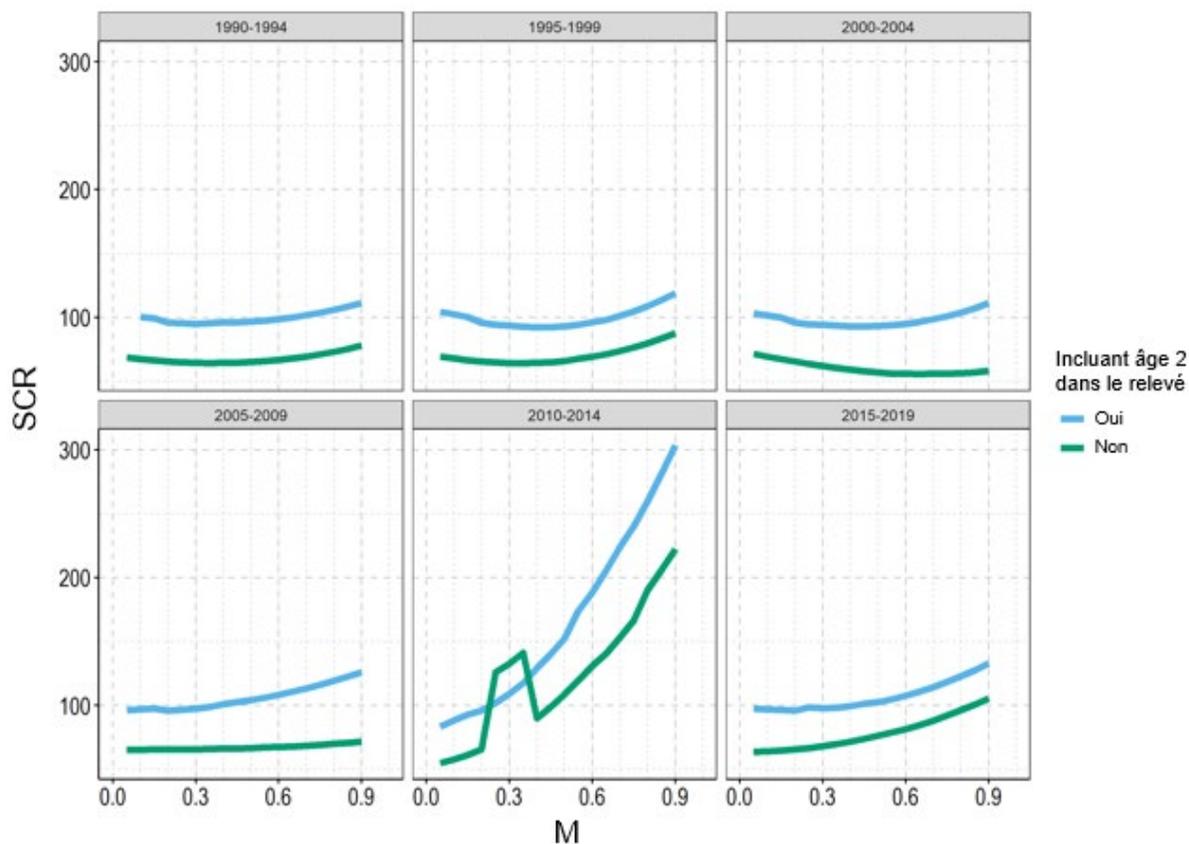


Figure 47. Analyse de sensibilité utilisée pour sélectionner la mortalité naturelle (M) des reproducteurs d'automne pour les modèles 2a (incluant les indices de relevé des individus de 2 et 3 ans) et 2b (excluant les indices de relevé des individus de 2 et 3 ans). SCR : somme des carrés des résidus.

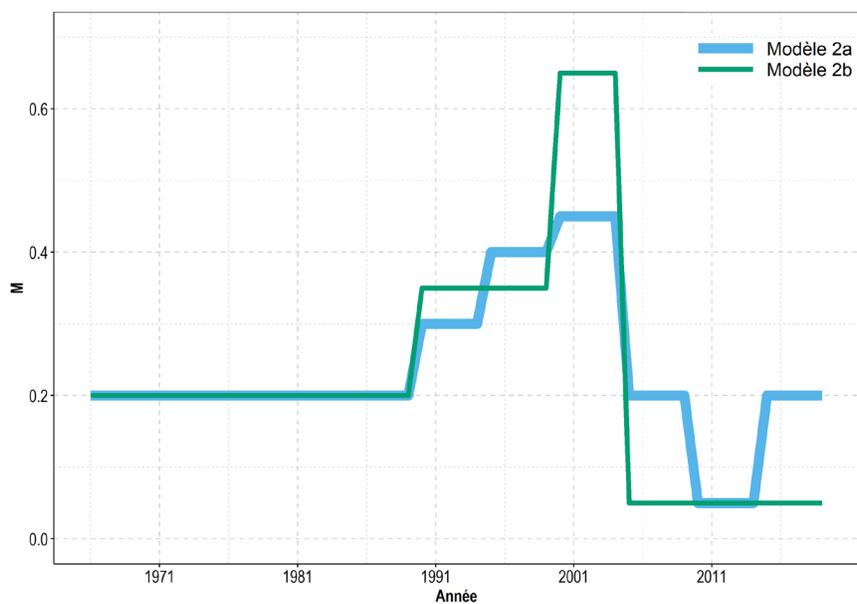


Figure 48. Mortalité naturelle (M) sélectionnée par l'analyse de sensibilité et utilisée dans les modèles 2a et 2b des reproducteurs d'automne.

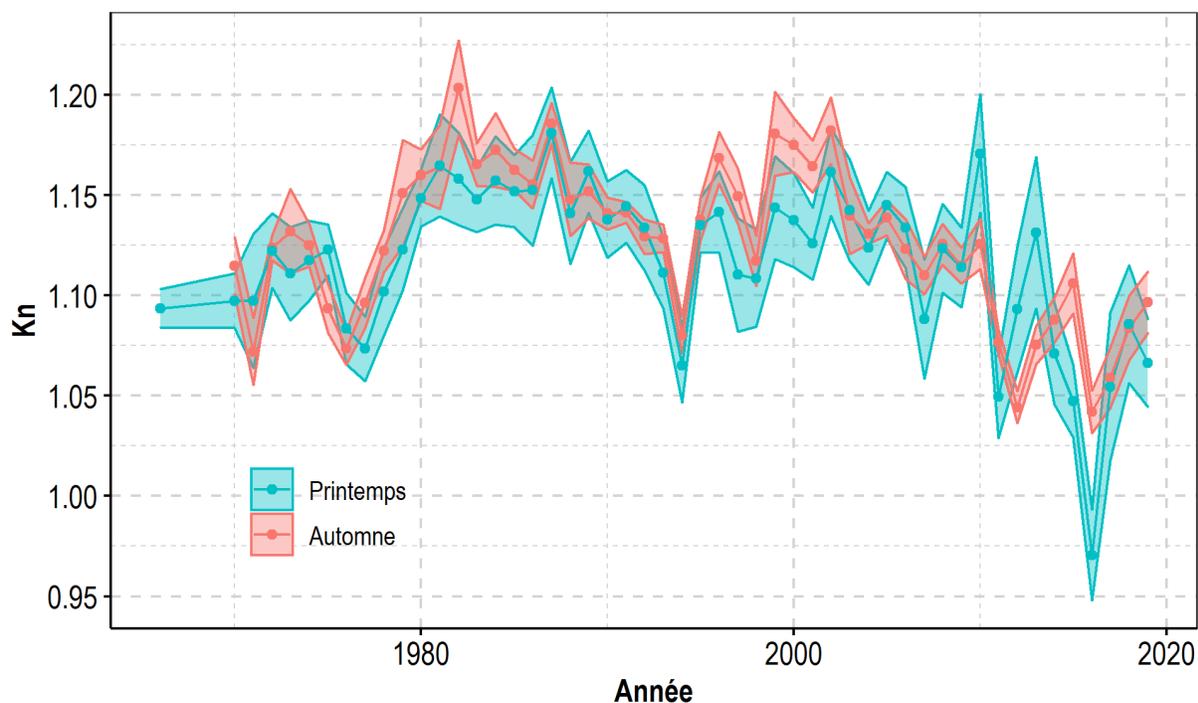


Figure 49. Variabilité interannuelle de K_n standardisé moyen pour les individus de 4 à 9 ans. Ligne bleue : K_n pour les reproducteurs de printemps, ligne orange : K_n pour les reproducteurs d'automne, zone ombragée : erreur type.

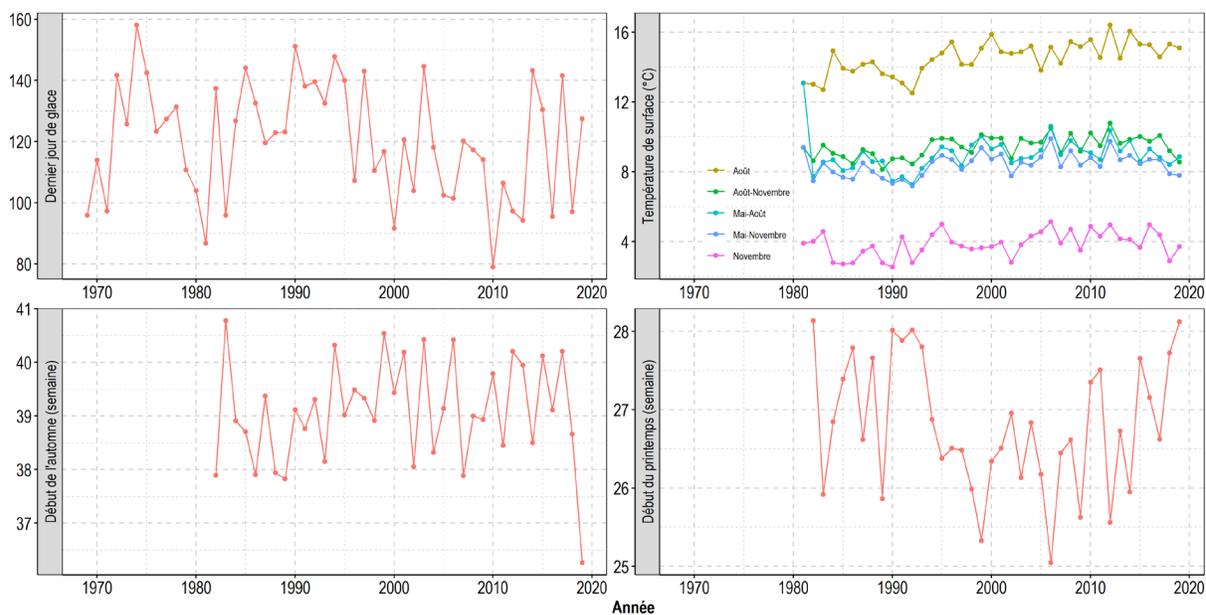


Figure 50. Variabilité interannuelle des variables explicatives de l'environnement physique incluses dans la sélection du modèle, calculée en moyenne pour les régions 2, 3 et 4 de l'approche écosystémique.

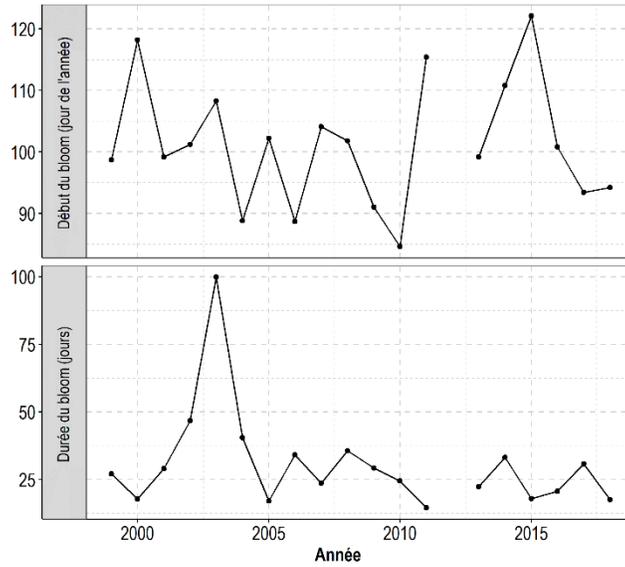


Figure 51. Variabilité interannuelle des variables explicatives de la productivité du phytoplancton incluses dans la sélection du modèle, calculée en moyenne pour les régions 2, 3 et 4 de l'approche écosystémique.

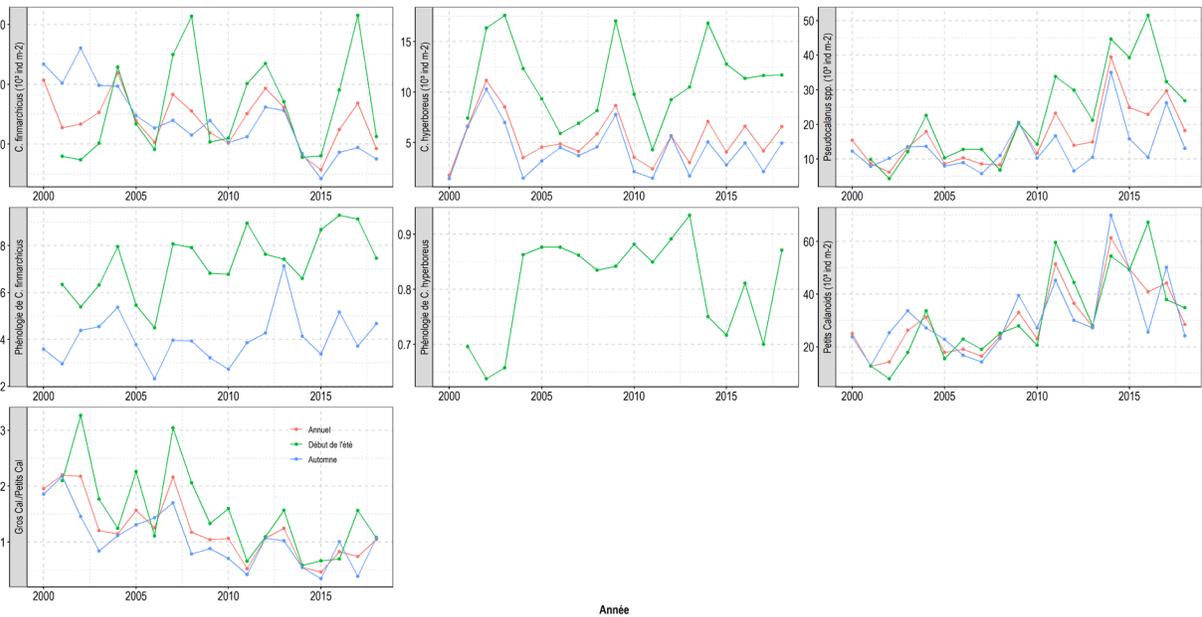


Figure 52. Variabilité interannuelle des variables explicatives de la productivité du zooplancton incluses dans la sélection du modèle, calculée en moyenne pour les régions 2, 3 et 4 de l'approche écosystémique.

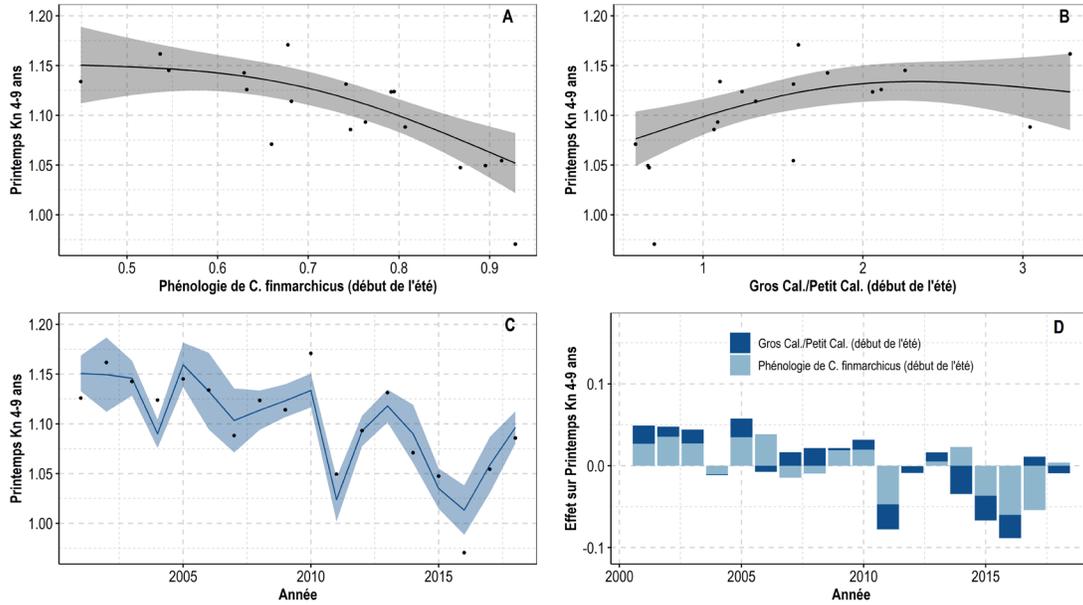


Figure 53. Résultats des GAMs pour les hareng de printemps. Relation entre Kn 4-9 ans et la phénologie de *C. finmarchicus* (A) et le rapport des grands et petits calanoïdes (B). Les valeurs de Kn 4-9 ans prédites sont comparées aux observations (C : ligne bleue pour les prédictions, zones ombrées, intervalles de confiance à 95 %, points noirs pour les observations). L'effet de chaque variable à chaque année est présenté en D.

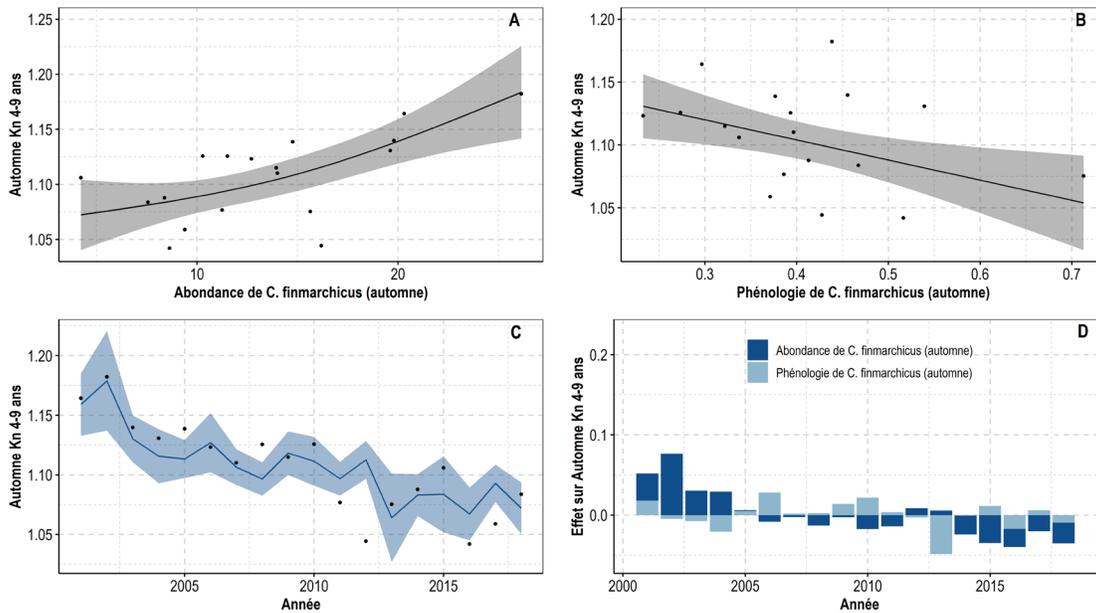


Figure 54. Résultats des GAMs pour les harengs d'automne. Relation entre Kn 4-9 ans et l'abondance (A) et la phénologie (B) de *C. finmarchicus*. Les valeurs Kn 4-9 ans prédites sont comparées aux observations (C : ligne bleue pour les prédictions, zone ombrée pour les intervalles de confiance à 95 %, points noirs pour les observations). L'effet de chaque variable à chaque année est présenté en D.

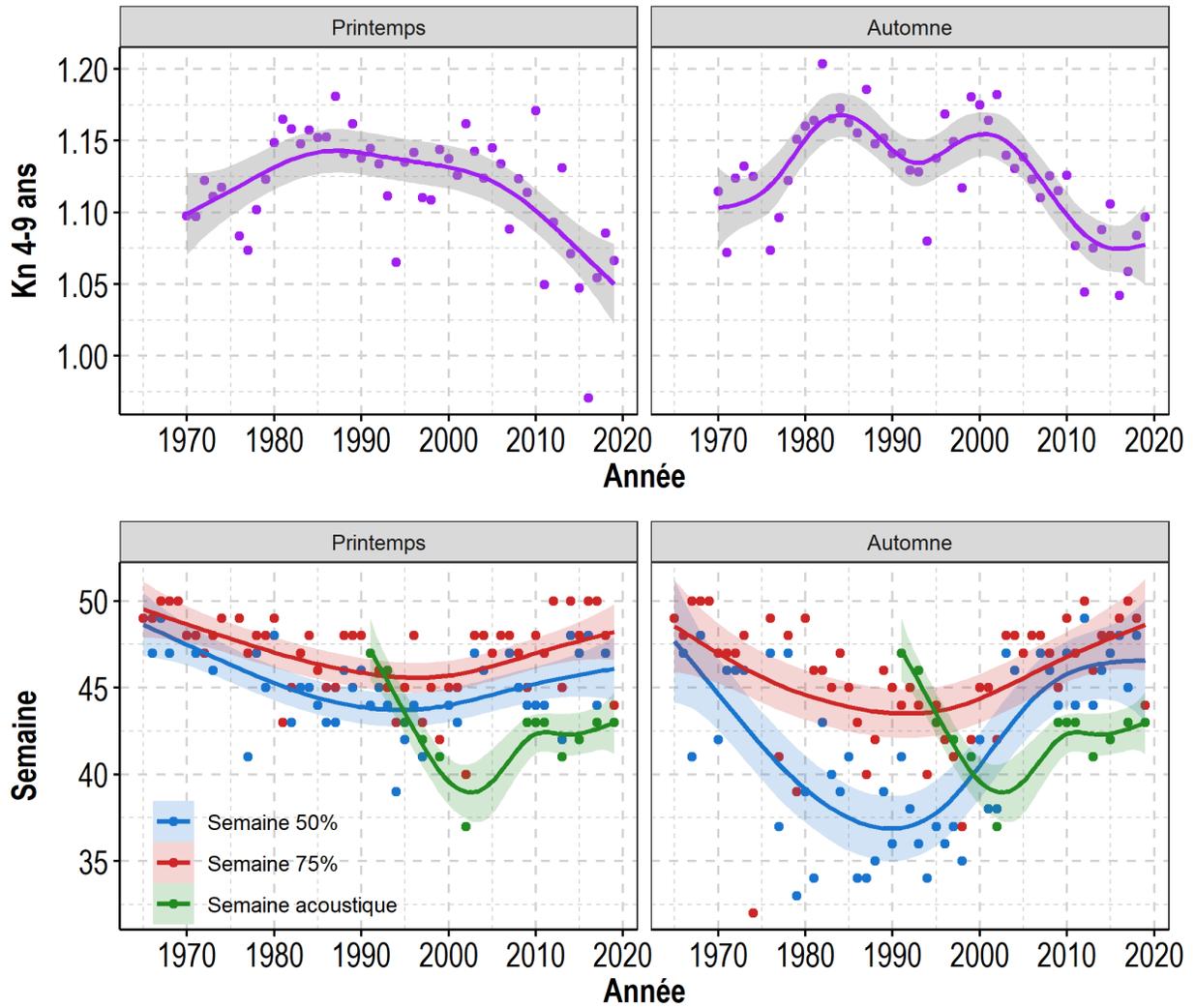


Figure 55. Variations de Kn (violet), semaine au cours de laquelle les débarquements commerciaux cumulatifs de la pêche de la fin de l'été et de l'automne atteignent 50 % (bleu) et 75 % (rouge) pour le hareng d'automne de 4R (droite) et le hareng de printemps (gauche) et la semaine médiane du relevé acoustique (vert). Lignes : fonction lissantes avec intervalle de confiance autour de l'ajustement.

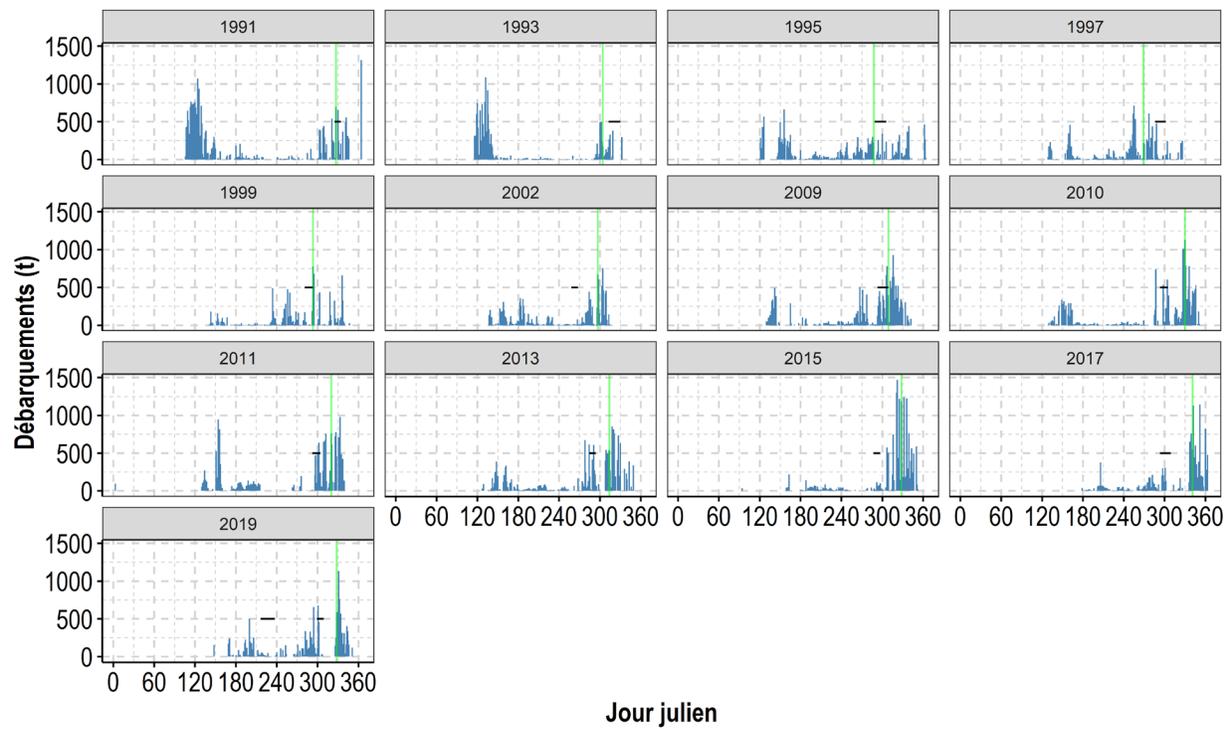


Figure 56. Distribution temporelle des débarquements (barres verticales) par rapport au moment du relevé hydroacoustique (lignes noires horizontales). La barre verticale verte indique la date à laquelle les débarquements cumulés de la pêche de la fin de l'été à l'automne atteignent 50 %.

ANNEXE A : RÉSUMÉ DES RÉSULTATS DES RELEVÉS ACOUSTIQUES INDÉPENDANTS DE LA PÊCHE DE 1991 À 2019

Sont présentés les navires utilisés pour effectuer le relevé acoustique (Tableau A20), les engins utilisés pour collecter les échantillons biologiques utilisés dans le calcul des indices d'abondance 2009-2019 (Tableau A21), l'effort d'échantillonnage par relevé acoustique (Figure A57), la biomasse par strate et groupe reproducteur (Tableau A22 et Tableau A23) et les répartitions spatiales de la biomasse totale (2009-2017; Figure A58). Les calculs de la biomasse établie par relevé acoustique de 1991 à 2002 proviennent de documents d'évaluation de stocks antérieurs (McQuinn et Lefebvre 1999; Grégoire *et al.* 2013; Légaré *et al.* 2014).

Tableau A20. Navires utilisés pour effectuer les relevés acoustiques du hareng.

Année	Navire
1991	E.E. Prince
1993	F.G. Creed
1995	F.G. Creed
1997	F.G. Creed
1999	F.G. Creed
2002	F.G. Creed
2009	F.G. Creed
2010	F.G. Creed
2011	F.G. Creed
2013	F.G. Creed
2015	Vladykov
2017	F.G. Creed
2019 (août)	F.G. Creed
2019 (oct.–nov.)	Leim

Tableau A21. Nombre de harengs atlantiques utilisés par relevé et par engin pour le calcul de l'indice acoustique de la biomasse.

Relevé	Chalut pélagique	Senne Tuck	Senne bourse (>65')	Senne bourse (<65')	Fillet maillant	Navire de pêche
2009	0	0	1743	0	0	Commercial
2010	0	0	625	0	0	Commercial
2011	231	0	497	0	0	Calanus & commercial
2013	0	0	566	324	0	Commercial
2015	0	110	442	441	48	Commercial
2017	93	0	166	55	0	Leim & commercial
2019 (août)	505	0	0	0	0	Steven Paul
2019 (oct.–nov.)	868	0	0	0	0	Meridian 66

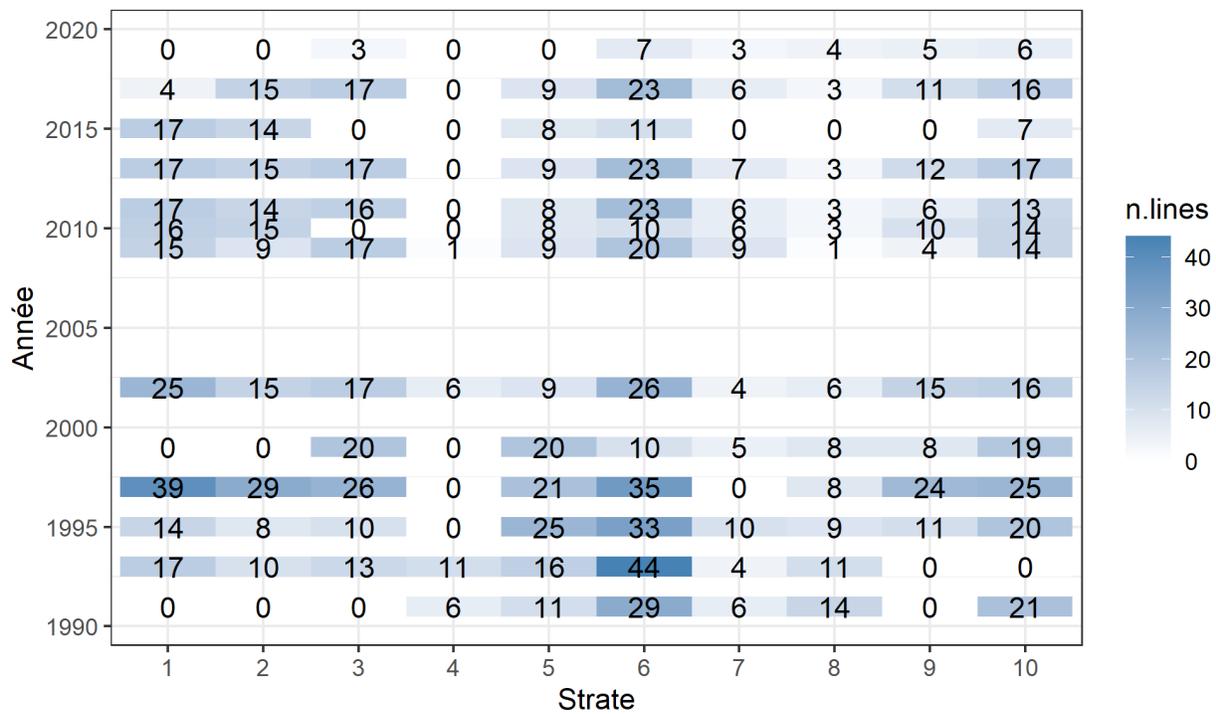


Figure A57. Nombre de lignes par strate pour les relevés acoustiques d'automne de 1991 à 2019

Tableau A22. Densités de la biomasse de hareng et estimations par strate à partir du relevé acoustique indépendant des pêches effectué à l'automne 1991, 1993, 1995, 1997, 1999 et 2002. L'erreur type (S.E.) et le coefficient de variation (C.V.) des estimations de la biomasse ont été calculés en fonction de la variance de la biomasse des transects par strate (O'Boyle et Atkinson 1989).

1991	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. Georges N.	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Port-au-Port G.	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Port-au-Port	4	437,4	6	10518,7	0,144	0,0	0,00E+00	0,00E+00	NA	0,000	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	-
B. of Islands G.	5	707,6	11	11898,6	0,185	1016,8	1,44E-06	1,41E-06	97,9	0,004	3014,0	2950,7	97,9	0,004	3683,0	3605,7	97,9	-
Bonne Bay Bank	6	682,5	29	12992,7	0,552	26307,3	3,85E-05	3,25E-05	84,4	0,114	77970,0	65650,7	84,2	0,099	95297,0	80240,1	84,2	-
Bay of Islands	7	295,7	6	14526,2	0,295	198,4	6,71E-07	6,92E-07	103,1	0,002	588,0	606,2	103,1	0,002	719,0	741,3	103,1	-
Bonne Bay	8	53,2	14	2158,5	0,568	451,1	8,47E-06	7,89E-06	93,2	0,017	877,0	816,5	93,1	0,019	1718,0	1599,5	93,1	-
Hawkes Bay	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. John Bay	10	1640,3	21	14503,1	0,186	0,0	0,00E+00	0,00E+00	NA	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	0,0
Moyenne / Total:	-	3816,8	87	11410,7	0,260	27973,6	4,91E-05	3,35E-05	68,2	0,022	82449,0	816,5	79,5	0,019	101417,0	80626,5	79,5	-

1993	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	1157,4	17	10929,8	0,161	333,9	2,89E-07	2,77E-07	95,8	0,001	788,0	757,3	96,1	0,001	778,0	747,7	96,1	-
St. Georges N.	2	665,8	10	10732,0	0,161	0,0	0,00E+00	0,00E+00	NA	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	-	-	-	0,0
Port-au-Port G.	3	850,6	13	11531,0	0,176	933,6	1,10E-06	7,67E-07	69,7	0,003	2203,0	1539,9	69,9	0,002	2176,0	1521,0	69,9	-
Port-au-Port	4	437,4	11	7524,4	0,189	2,8	6,48E-09	6,43E-09	99,2	0,000	7,0	7,0	99,3	0,000	7,0	7,0	99,3	-
B. of Islands G.	5	707,6	16	10237,8	0,231	3141,8	4,44E-06	1,59E-06	35,8	0,010	7413,0	2653,9	35,8	0,008	7324,0	2622,0	35,8	-
Bonne Bay Bank	6	1035,5	44	10350,2	0,440	13206,5	1,28E-05	2,64E-06	20,6	0,038	39017,0	7725,4	19,8	0,029	38337,0	7590,7	19,8	-
Bay of Islands	7	295,7	4	14401,7	0,195	534,2	1,81E-06	1,73E-06	95,6	0,004	1260,0	1208,3	95,9	0,003	1245,0	1194,0	95,9	-
Bonne Bay	8	53,2	11	2200,5	0,455	51,2	9,62E-07	5,61E-07	58,3	0,003	159,0	92,7	58,3	0,002	125,0	72,9	58,3	-
Hawkes Bay	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. John Bay	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Moyenne / Total:	-	5203,3	126	9736,7	0,236	18204,0	2,14E-05	3,67E-06	17,1	0,010	50846,0	8440,4	16,6	0,008	49993,0	8298,8	16,6	-

Tableau A22 (suite).

1995	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	1156,7	14	10952,6	0,133	0,0	0,00E+00	0,00E+00	NA	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	
St. Georges N.	2	666,5	8	10911,8	0,131	0,0	0,00E+00	0,00E+00	NA	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	
Port-au-Port G.	3	866,8	10	1557,3	0,018	1640,6	1,89E-06	1,49E-06	78,8	0,002	1965,0	1548,4	78,8	0,003	4586,0	3613,8	78,8	
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,000	-	-	-	
B. of Islands G.	5	766,3	25	11957,9	0,390	2447,9	3,19E-06	1,38E-06	43,3	0,006	4573,0	1971,0	43,1	0,005	5312,0	2289,5	43,1	
Bonne Bay Bank	6	1044,5	33	12481,3	0,394	3563,3	3,41E-06	7,67E-07	22,5	0,009	8942,0	2012,0	22,5	0,005	5717,0	1286,3	22,5	
Bay of Islands	7	296,6	10	10005,6	0,337	0,0	0,00E+00	0,00E+00	NA	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	
Bonne Bay	8	53,0	9	2404,3	0,408	11,9	2,24E-07	1,61E-07	71,9	0,000	10,0	7,5	74,5	0,000	39,0	29,1	74,5	
Hawkes Bay	9	487,1	11	9065,9	0,205	1029,0	2,11E-06	1,21E-06	57,3	0,005	2607,0	1496,4	57,4	0,003	1650,0	947,1	57,4	
St. John Bay	10	1786,5	20	17441,1	0,195	13028,9	7,29E-06	4,04E-06	55,4	0,019	33301,0	18448,8	55,4	0,012	20847,0	11549,2	55,4	
Moyenne / Total:	-	7124,0	140	10753,1	0,216	21721,6	1,81E-05	4,75E-06	26,2	0,007	51398,0	17783,7	34,6	0,005	38151,0	13200,2	34,6	

1997	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	328,0	39	5066,5	0,602	6885,3	2,10E-05	5,62E-06	26,8	0,026	8648,1	1944,2	22,5	0,061	20083,1	4515,0	22,5	
St. Georges N.	2	305,0	29	5202,1	0,495	361,3	1,19E-06	8,06E-07	68,1	0,001	453,8	296,2	65,3	0,003	1053,9	687,9	65,3	
Port-au-Port G.	3	1324,8	26	18525,9	0,364	64,2	4,85E-08	3,61E-08	74,5	0,000	102,3	73,1	71,4	0,000	78,8	56,3	71,4	
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
B. of Islands G.	5	850,4	21	13496,7	0,333	1070,0	1,26E-06	6,09E-07	48,4	0,003	2167,6	1047,4	48,3	0,002	1969,5	931,6	47,3	
Bonne Bay Bank	6	1156,2	35	11202,4	0,339	561,7	4,86E-07	1,77E-07	36,5	0,001	1135,8	390,0	34,3	0,001	1065,3	365,8	34,3	
Bay of Islands	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bonne Bay	8	52,0	8	2839,1	0,437	46,4	8,92E-07	5,67E-07	63,6	0,002	97,4	54,1	55,5	0,001	67,7	37,6	55,5	
Hawkes Bay	9	550,3	24	8349,8	0,364	43,0	7,82E-08	7,03E-08	89,9	0,000	117,2	102,8	87,7	0,000	38,2	33,5	87,7	
St. John Bay	10	1339,8	25	17821,4	0,333	14052,8	1,05E-05	2,59E-06	24,7	0,029	38276,1	9383,8	24,5	0,009	12488,0	3061,6	24,5	
Moyenne / Total:	-	5906,5	207	10503,8	0,368	23084,7	3,54E-05	6,30E-06	17,8	0,009	50998,0	9653,6	18,9	0,006	36844,0	5589,2	15,2	

Tableau A22 (suite).

1999	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. Georges N.	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Port-au-Port G.	3	1004,4	20	13863,9	0,276	3296,6	3,28E-06	9,86E-07	30,0	0,005	4856,1	1232,9	25,4	0,006	6213,7	1836,3	29,6	
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B. of Islands G.	5	850,4	20	12547,3	0,295	2443,1	2,87E-06	9,73E-07	33,9	0,005	4068,6	1246,2	30,6	0,005	3859,6	1174,7	30,4	
Bonne Bay Bank	6	910,3	10	15935,3	0,175	11557,9	1,27E-05	7,35E-06	57,9	0,037	33948,2	18332,8	54,0	0,014	12541,4	6677,8	53,2	
Bay of Islands	7	292,3	5	16727,3	0,286	71,7	2,45E-07	1,48E-07	60,5	0,000	96,4	49,9	51,7	0,000	0,0	0,0	-	
Bonne Bay	8	52,0	8	1997,8	0,307	7,5	1,44E-07	1,36E-07	94,0	0,000	21,9	19,1	87,4	0,000	8,8	7,7	87,4	
Hawkes Bay	9	320,4	8	7535,3	0,188	281,3	8,78E-07	8,29E-07	94,4	0,001	337,3	295,5	87,6	0,001	393,0	344,2	87,6	
St. John Bay	10	1203,6	19	16720,3	0,264	8252,6	6,86E-06	1,62E-06	23,7	0,014	17034,4	3950,3	23,2	0,003	3912,4	674,6	17,2	
Moyenne / Total:	-	4633,4	90	12946,3	0,251	25910,8	2,70E-05	7,70E-06	28,5	0,013	60363,0	18837,7	31,2	0,006	26929,0	7065,3	26,2	

2002	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	410,8	25	4331,2	0,264	876,5	2,13E-06	1,08E-06	50,8	0,006	2421,9	1162,8	48,0	0,003	1226,5	588,9	48,0	
St. Georges N.	2	305,2	15	6059,0	0,298	1575,0	5,16E-06	4,77E-06	92,4	0,010	3048,9	2709,4	88,9	0,011	3364,1	2989,5	88,9	
Port-au-Port G.	3	1697,0	17	18177,7	0,182	669,1	3,94E-07	3,00E-07	76,2	0,001	1222,1	893,0	73,1	0,001	1384,6	999,3	72,2	
Port-au-Port	4	362,3	6	10516,5	0,174	4251,2	1,17E-05	1,04E-05	88,4	0,028	10199,3	8468,2	83,0	0,019	6743,0	5598,6	83,0	
B. of Islands G.	5	482,3	9	13317,8	0,249	1576,1	3,27E-06	2,80E-06	85,7	0,007	3403,6	2750,5	80,8	0,005	2455,1	1984,0	80,8	
Bonne Bay Bank	6	1089,0	26	11497,3	0,274	460,7	4,23E-07	3,02E-07	71,3	0,001	994,9	678,5	68,2	0,001	717,6	489,4	68,2	
Bay of Islands	7	301,9	4	14287,0	0,189	1673,9	5,55E-06	3,76E-06	67,8	0,009	2655,6	1675,0	63,1	0,013	4043,0	2092,1	51,7	
Bonne Bay	8	59,1	6	2918,7	0,296	37,8	6,40E-07	2,70E-07	42,1	0,001	79,1	27,8	35,1	0,001	68,6	24,1	35,1	
Hawkes Bay	9	506,0	15	8643,0	0,256	25,6	5,07E-08	4,73E-08	93,3	0,000	79,6	71,5	89,8	0,000	24,0	21,5	89,8	
St. John Bay	10	1477,6	16	20540,0	0,222	15657,5	1,06E-05	5,52E-06	52,1	0,033	48810,9	23293,2	47,7	0,010	14523,6	7841,7	54,0	
Cape Ray	13	97,7	6	2932,3	0,180	0,0	0,00E+00	0,00E+00	NA	0,000	0,0	0,0	-	0,000	0,0	0,0	-	
Moyenne / Total:	-	6788,9	145	10624,9	0,211	26803,5	4,00E-05	1,36E-05	34,0	0,011	72916,0	25191,5	34,5	0,005	34550,1	10567,6	30,6	

Tableau A23. Densités de la biomasse de hareng et estimations par strate à partir du relevé acoustique indépendant des pêches effectué à l'automne 2009, 2010, 2011, 2013 et 2017. L'erreur type (S.E.) et le coefficient de variation (C.V.) des estimations de la biomasse ont été calculés en fonction de la variance de la biomasse des transects par strate (O'Boyle et Atkinson 1989).

2009		Strate			Coefficient de rétrodiffusion de surface (s_a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps			
Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s_a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s_a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
							(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	410,8	15	3776,9	0,138	3819,36	9,30E-06	5,43E-06	58,4	0,031	12821,1	7490,2	58,4	0,003	1123,3	656,2	58,4
St. Georges N.	2	172,5	9	3787,4	0,198	10159,38	5,89E-05	3,57E-05	60,6	0,198	34103,7	20655,3	60,6	0,017	2987,9	1809,7	60,6
Port-au-Port G.	3	1697,0	17	12426,2	0,124	2746,33	1,62E-06	9,11E-07	56,3	0,005	9219,1	5189,9	56,3	0,000	807,7	454,7	56,3
Port-au-Port	4	0,0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B. of Islands G.	5	482,3	9	17262,3	0,322	6,89	1,43E-08	1,35E-08	94,3	0,000	23,1	21,8	94,3	0,000	2,0	1,9	94,3
Bonne Bay Bank	6	1089,0	20	10848,0	0,199	1331,37	1,22E-06	5,92E-07	48,4	0,004	4469,2	2163,1	48,4	0,000	391,6	189,5	48,4
Bay of Islands	7	334,9	9	5414,1	0,145	2071,82	6,19E-06	5,57E-06	90,1	0,021	6954,8	6267,3	90,1	0,002	609,3	549,1	90,1
Bonne Bay	8	0,0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hawkes Bay	9	506,0	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. John Bay	10	1477,9	14	18871,1	0,179	324,80	2,20E-07	1,26E-07	57,2	0,001	1090,3	623,6	57,2	0,000	95,5	54,6	57,2
Moyenne / Total:	-	6170,4	99	9972,0	0,160	20459,95	7,75E-05	5,18E-01	668358,3	0,011	68681,4	23537,8	34,3	0,001	6017,4	2062,2	34,3

2010		Strate			Coefficient de rétrodiffusion de surface (s_a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps			
Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s_a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s_a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
							(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	407,7	16	3944,1	0,155	3178,34	7,79E-06	5,68E-06	72,9	0,024	9789,7	7134,1	72,9	0,005	1945,2	1417,6	72,9
St. Georges N.	2	302,7	15	5305,0	0,263	3807,99	1,26E-05	5,88E-06	46,7	0,041	12321,5	5758,0	46,7	0,008	2329,6	1088,7	46,7
Port-au-Port G.	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B. of Islands G.	5	474,5	8	14578,1	0,246	7436,34	1,57E-05	3,05E-06	19,5	0,054	25397,8	4939,9	19,5	0,004	1745,0	339,4	19,5
Bonne Bay Bank	6	638,3	10	8390,4	0,131	6538,65	1,02E-05	2,49E-06	24,3	0,035	22331,9	5418,4	24,3	0,002	1534,4	372,3	24,3
Bay of Islands	7	245,4	6	9077,1	0,222	834,17	3,40E-06	1,01E-06	29,9	0,012	2849,0	850,7	29,9	0,001	195,7	58,4	29,9
Bonne Bay	8	35,3	3	3446,1	0,293	19,75	5,59E-07	2,25E-07	40,3	0,002	67,5	27,2	40,3	0,000	4,6	1,9	40,3
Hawkes Bay	9	412,8	10	8248,5	0,200	1832,98	4,44E-06	3,99E-06	89,9	0,015	6260,3	5627,7	89,9	0,001	430,1	386,7	89,9
St. John Bay	10	945,3	14	13079,0	0,194	24632,85	2,61E-05	8,82E-06	33,9	0,089	84130,3	28488,4	33,9	0,006	5780,4	1957,4	33,9
Moyenne / Total:	-	3462,2	99	7561,1	0,195	48281,07	9,14E-05	1,33E-05	14,6	0,047	163147,9	31333,6	19,2	0,004	13965,1	2726,3	19,5

Tableau A23 (suite).

2011		Strate			Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps			
Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
							(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	410,8	17	4212,3	0,174	508,07	1,24E-06	4,58E-07	37,0	0,004	1709,7	632,5	37,0	0,000	146,4	54,2	37,0
St. Georges N.	2	305,2	14	4717,6	0,216	1040,63	3,41E-06	2,39E-06	70,2	0,011	3501,8	2457,1	70,2	0,001	299,9	210,4	70,2
Port-au-Port G.	3	812,0	16	7352,8	0,145	2603,19	3,21E-06	2,09E-06	65,3	0,011	8760,1	5718,5	65,3	0,001	750,3	489,8	65,3
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B. of Islands G.	5	482,6	8	14926,8	0,247	712,19	1,48E-06	6,22E-07	42,1	0,005	2450,0	1032,4	42,1	0,000	119,4	50,3	42,1
Bonne Bay Bank	6	1148,1	23	11186,5	0,224	6623,12	5,77E-06	3,24E-06	56,1	0,020	22784,0	12780,9	56,1	0,001	1110,1	622,7	56,1
Bay of Islands	7	334,9	6	4134,5	0,074	20,50	6,12E-08	5,59E-08	91,3	0,000	70,5	64,4	91,3	0,000	3,4	3,1	91,3
Bonne Bay	8	30,6	3	3747,9	0,368	13,52	4,42E-07	2,46E-07	55,5	0,002	46,5	25,8	55,5	0,000	2,3	1,3	55,5
Hawkes Bay	9	506,0	6	6564,3	0,078	357,32	7,06E-07	2,66E-07	37,6	0,002	1022,6	384,7	37,6	0,000	179,5	67,5	37,6
St. John Bay	10	728,1	13	13477,1	0,241	23415,87	3,22E-05	7,60E-06	23,6	0,092	67013,7	15833,9	23,6	0,016	11761,3	2778,9	23,6
Moyenne / Total:	-	4758,3	106	8326,8	0,185	35294,41	4,85E-05	8,89E-06	18,3	0,023	107359,0	21317,2	19,9	0,003	14372,6	2899,1	20,2

2013		Strate			Coefficient de rétrodiffusion de surface (s _a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps			
Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s _a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s _a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
							(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	407,7	17	4208,6	0,175	1123,15	2,75E-06	2,07E-06	75,2	0,009	3842,9	2891,3	75,2	0,000	33,7	25,3	75,2
St. Georges N.	2	302,7	15	6900,9	0,342	962,66	3,18E-06	1,65E-06	51,8	0,011	3293,8	1706,9	51,8	0,000	28,9	15,0	51,8
Port-au-Port G.	3	802,9	17	8214,5	0,174	362,95	4,52E-07	1,73E-06	382,1	0,001	1176,2	4753,0	404,1	0,000	10,0	41,7	417,1
Port-au-Port	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B. of Islands G.	5	474,5	9	14540,4	0,276	498,14	1,05E-06	5,43E-07	51,7	0,003	1614,3	834,8	51,7	0,000	13,7	7,1	51,7
Bonne Bay Bank	6	1148,1	23	11327,6	0,227	41308,84	3,60E-05	2,02E-05	56,2	0,125	143041,0	80378,3	56,2	0,000	356,6	200,4	56,2
Bay of Islands	7	299,9	7	10057,7	0,235	839,27	2,80E-06	1,50E-06	53,7	0,009	2719,9	1460,8	53,7	0,000	23,1	12,4	53,7
Bonne Bay	8	58,5	3	2658,3	0,136	13,96	2,39E-07	1,84E-07	77,1	0,001	48,3	37,3	77,1	0,000	0,1	0,1	77,1
Hawkes Bay	9	499,8	12	9172,8	0,220	525,40	1,05E-06	3,14E-07	29,9	0,004	1819,3	543,9	29,9	0,000	4,5	1,4	29,9
St. John Bay	10	799,5	17	12469,0	0,265	2344,53	2,93E-06	2,66E-06	90,9	0,010	8118,4	7377,8	90,9	0,000	20,2	18,4	90,9
Moyenne / Total:	-	4793,7	120	9221,1	0,231	47978,89	5,04E-05	2,07E-05	41,0	0,035	165674,4	80945,0	48,9	0,000	490,8	208,1	42,4

Tableau A23 (suite).

2015	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s_a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s_a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s_a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	407,7	17	4285,5	0,179	223,91	5,49E-07	4,35E-07	79,3	0,002	763,4	605,3	79,3	0,000	30,2	24,0	79,3	
St. Georges N.	2	299,0	14	6038,1	0,283	466,63	1,56E-06	1,38E-06	88,6	0,005	1590,9	1409,0	88,6	0,000	63,0	55,8	88,6	
Port-au-Port G.	3	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Port-au-Port	4	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
B. of Islands G.	5	464,5	8	14434,8	0,249	11794,07	2,54E-05	7,16E-06	28,2	0,090	41909,6	11812,2	28,2	0,001	387,6	109,2	28,2	
Bonne Bay Bank	6	1132,5	11	11335,1	0,110	9470,43	8,36E-06	2,45E-06	29,3	0,030	33652,7	9875,1	29,3	0,000	311,2	91,3	29,3	
Bay of Islands	7	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bonne Bay	8	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Hawkes Bay	9	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. John Bay	10	876,7	7	15600,4	0,125	1837,21	2,10E-06	1,03E-06	49,1	0,007	6078,9	2983,2	49,1	0,000	190,9	93,7	49,1	
Moyenne / Total:	-	3180,5	57	8890,4	0,159	23792,25	3,80E-05	7,77E-06	20,5	0,026	83995,5	15757,4	18,8	0,000	983,0	180,9	18,4	

2017	Strate				Coefficient de rétrodiffusion de surface (s_a) hareng total					Harengs reproducteurs d'automne				Harengs reproducteurs de printemps				
	Nom	Nombre	Aire (km ²)	Nb. transects	Longueur moy. (m)	Densité d'éch. (km/km ²)	Diffusion tot. (s_a * aire; m ²)	Moyenne pondérée s_a			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse			Dens. biom. (kg/m ²)	Biomasse		
								(m ² /m ²)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.		Tot. (t)	S.E.	C.V.
St. Georges S.	1	126,6	4	5623,7	0,178	39,07	3,09E-07	8,58E-08	27,8	0,001	116,9	32,5	27,8	0,000	0,0	10,3	1,61E+08	
St. Georges N.	2	303,7	15	5280,6	0,261	1752,33	5,77E-06	4,81E-06	83,4	0,017	5243,7	4373,8	83,4	0,002	725,7	605,3	83,4	
Port-au-Port G.	3	802,9	17	8261,2	0,175	2665,20	3,32E-06	4,17E-06	125,6	0,010	7975,4	10019,9	125,6	0,001	1103,7	1386,7	125,6	
Port-au-Port	4	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
B. of Islands G.	5	474,5	9	13294,8	0,252	350,72	7,39E-07	2,46E-07	33,3	0,002	1163,1	386,8	33,3	0,000	58,5	19,5	33,3	
Bonne Bay Bank	6	1148,1	23	10915,4	0,219	3240,25	2,82E-06	7,44E-07	26,4	0,009	10745,8	2834,2	26,4	0,000	540,5	142,6	26,4	
Bay of Islands	7	192,7	6	7502,4	0,234	113,49	5,89E-07	4,50E-07	76,4	0,002	376,4	287,7	76,4	0,000	18,9	14,5	76,4	
Bonne Bay	8	58,5	3	2930,6	0,150	28,62	4,89E-07	1,68E-07	34,4	0,002	94,9	32,7	34,4	0,000	4,8	1,6	34,4	
Hawkes Bay	9	499,8	11	9055,1	0,199	705,54	1,41E-06	1,22E-06	86,6	0,005	2339,8	2026,1	86,6	0,000	117,7	101,9	86,6	
St. John Bay	10	743,2	16	10331,2	0,222	5543,26	7,46E-06	2,74E-06	36,7	0,023	17257,5	6331,4	36,7	0,003	2459,6	902,4	36,7	
Moyenne / Total:	-	4349,9	104	8957,3	0,214	14438,47	2,29E-05	7,10E-06	31,0	0,010	45313,6	13114,4	28,9	0,001	5029,5	1770,6	35,2	

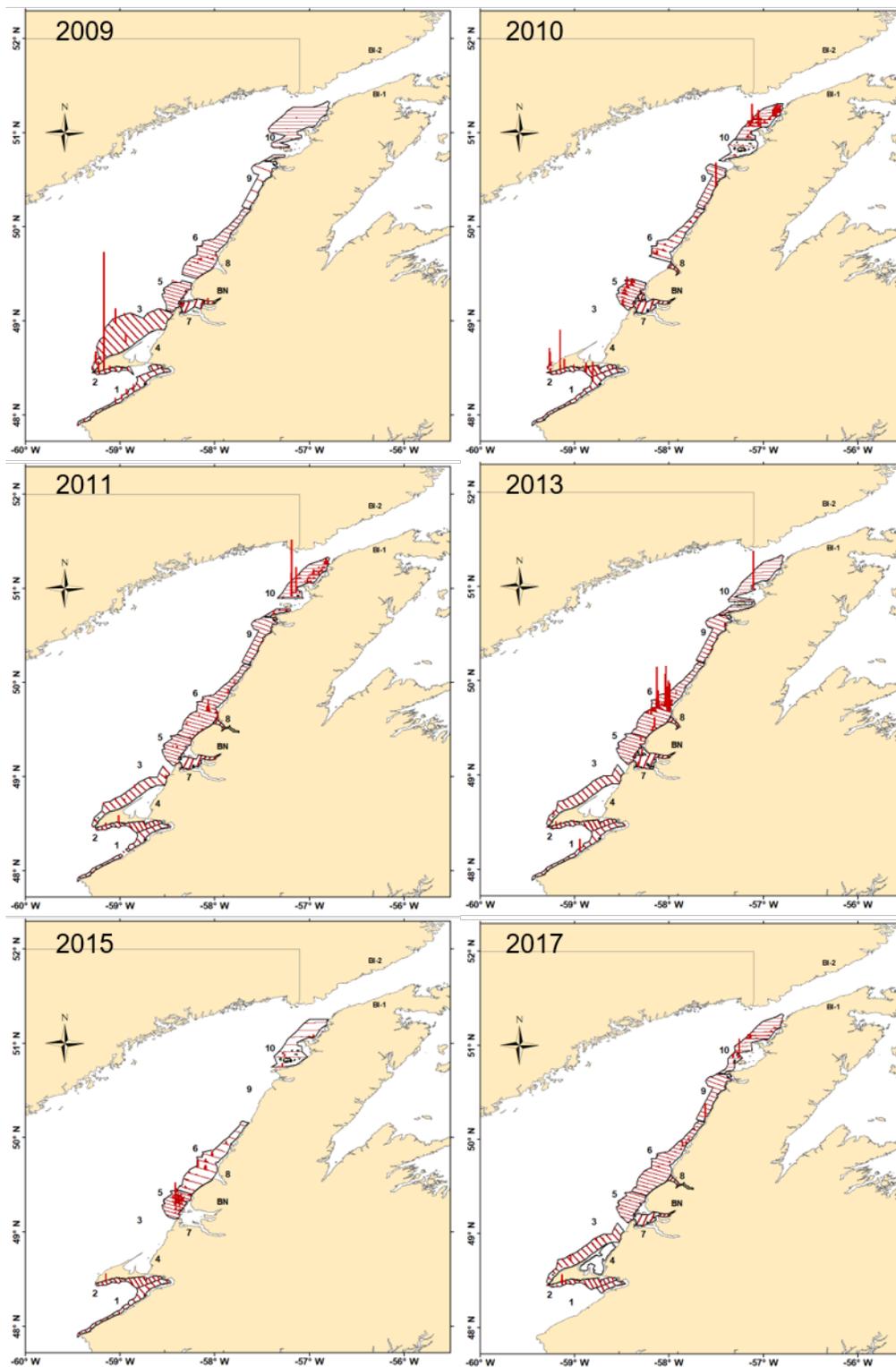


Figure A58. Distribution de la biomasse de harengs mesurée lors des relevés hydroacoustiques de 2009 à 2017. La biomasse est proportionnelle à la hauteur des barres rouges. Les noms des strates du relevé sont identifiés par des chiffres. Les relevés de 2009 à 2013 et de 2017 ont été effectués avec le NGCC F.G. Creed, et la plateforme désignée en 2015 était le NGCC Vladikov. BN : bras Nord.

ANNEXE B : PARAMÈTRES ET ÉQUATIONS D'ANALYSE DE POPULATION VIRTUELLE

La structure suivante a été imposée au modèle de la VPA ajusté dans la VPA/ADAPT (NOAA fisheries toolbox 2014) :

- Poids selon l'âge au 1^{er} janvier : méthode Rivard.
- Mortalité naturelle : fixée à 0,2 pour les modèles 1a et b des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne, corrigée par une analyse de sensibilité par tranches de 5 ans pour les modèles 2a et b des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne. Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés aux Figure 32, 33, 47 et 48.
- Valeurs de départ pour le nombre selon l'âge pour les individus de 3 à 10 ans : 50 000.
Estimation minimale et maximale des stocks : 2 et 5 000 000
- Estimation de l'âge le plus précoce ($a = 2$) dans l'année terminale plus un ($T+1 = 2020$) : moyenne géométrique des effectifs du stock à l'âge le plus précoce pour les années 2009 à 2019.
- Recrutement partiel (synonyme : sélectivité) pour l'année terminale :
 - 2 ans : 0,2
 - 3 ans : 0,4
 - 4 ans : 0,6
 - 5 ans : 0,8
 - 6 à 10 ans : 1,0
- Taux de mortalité pleinement recruté (F_{Full}) au cours de l'année terminale (T) : Méthode de Heincke modifiée (Tableau A24, équation 11)
- Taux de mortalité à l'âge réel le plus élevé ($a = 10$) au cours de l'année terminale : Le produit de F et de l'intrant de recrutement partiel.
- Taux de mortalité et nombre (N) à l'âge réel le plus élevé de l'année $t < T$: méthode combinée (Tableau A24, équations 15 et 16).
- Rapport entre le groupe F-plus et F-âge réel le plus élevé : 1.
- Fraction de la mortalité naturelle et de la mortalité avant la fraie : 0 et 0.

Tableau A24. Équations du modèle de la VPA/ADAPT, NFT (2014).

Paramètre	Formule	No.
Abondance des cohortes	$N_{a+1,t+1} = N_{a,t}e^{-Z_{a,t}}$	1
	$N_{a,t} = \frac{C_{a,t}Z_{a,t}}{F_{a,t}(1 - e^{-Z_{a,t}})}$	5
	$N_{A,t+1} = N_{A,t}e^{-Z_{A,t}} + N_{A-1,t}e^{-Z_{A-1,t}}$	12
	$N_{A+1,t+1} = \frac{C_{A+1,t}Z_{A+1,t}}{\alpha_t F_{A,t}(1 - e^{-Z_{A+1,t}})} + \frac{C_{A,t}Z_{A,t}}{F_{A,t}(1 - e^{-Z_{A,t}})}$	16
Taux de mortalité	$Z_{a,t} = F_{a,t} + M_{a,t}$	3
	$F_{A-1,T} = \ln \left(\frac{\sum_{a \in R} N_{a,T} e^{-M_{a,T}}}{\sum_{a \in R} N_{a+1,T+1}} \right)$	11
	$F_{A,t} = \alpha_t F_{A-1,t}$	15
Capture	$C_{a,t} = N_{a,t} \left(\frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} \right) (1 - e^{-Z_{a,t}})$	2
	$C_{B,a,t} = C_{a,t} W_{C,a,t}$	32
Relevé NAA (nombre à l'âge)	$N_{t,J}^* = \sum_{a \in G_J} N_{a,t} \frac{(1 - e^{-Z_{a,t}})}{Z_{a,t}}$	20
	$Q_J = \exp \left(\left(\sum_{t \in I_J} (\ln(I_{t,J}) - \ln(N_{t,J}^*)) \right) \div n_J \right)$	23
	$I_{t,J}^* = Q_J N_{t,J}^*$	24
Somme des carrés	$SS(\Theta) = \sum_J \sum_{t \in I_J} (\ln(I_{t,J}) - \ln(I_{t,J}^*))^2$	17
Résidus	$R_{t,J} = \ln(I_{t,J}) - \ln(I_{t,J}^*)$	25
BSR	$SSB_{a,t} = N_{a,t} PropMature_{a,t} W_{SSB,a,t} e^{-(F_{a,t} F_{PROP} + M_{a,t} M_{PROP})}$	31

Tableau A25. Définition des variables utilisées dans le Tableau A24.

Parameter / variable	Definition
$N_{a,t}$	Nombre à l'âge a au temps t
$Z_{a,t}$	Taux instantané de mortalité totale à l'âge a de l'année t
$F_{A-1,T}$	Taux instantané de mortalité par pêche au plus vieux vrai âge et à l'année terminale (2019).
$C_{a,t}$	Capture totale en nombre de poissons à l'âge a et à l'année t
α_t	F ratio du groupe plus à l'année t
$M_{a,t}$	Mortalité naturelle à l'âge a et année t , fixée à 0,2 ou estimée par l'analyse de sensibilité, dépendamment du modèle.
R	Ensemble entièrement sélectionné d'âges inférieurs à A
$C_{B,a,t}$	Biomasse capture à l'âge a de l'année t
$W_{C,a,t}$	Poids moyen d'un poisson capturé à l'âge a et à l'année t
$N_{t,J}^*$	Taille du stock prédite pour l'année t et l'indice de du relevé J
G_J	Classes d'âge des individus du relevé J
Q_J	Coefficient de capturabilité de l'indice du relevé J
$I_{t,J}$	Valeur de l'indice du relevé J observée à l'année t
$I_{t,J}^*$	Valeur prédite de l'indice du relevé J à l'année t
n_J	Nombre de valeurs disponibles pour l'indice du relevé J
$SS(\Theta)$	Somme des carrés à minimiser
$R_{t,J}$	Résidus calculés pour l'indice du relevé J à l'année t
$SSB_{a,t}$	Biomasse du stock reproducteur à l'âge a et année t
$PropMature_{a,t}$	Proportion de poissons matures à l'âge a et année t
$W_{SSB,a,t}$	Poids moyen d'un poisson en reproduction à l'âge a et année t
F_{PROP}	Proportion de la mortalité par pêche qui a lieu avant la reproduction, fixée à 0 dans les modèles des harengs de printemps et d'automne
M_{PROP}	Proportion de la mortalité naturelle qui a lieu avant la frai, fixée à 0,5 dans les modèles de reproducteurs de printemps et d'automne.

ANNEXE C : MODÈLES DE LA VPA DES REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS ET D'AUTOMNE AVEC M CORRIGÉ PAR UNE ANALYSE DE SENSIBILITÉ

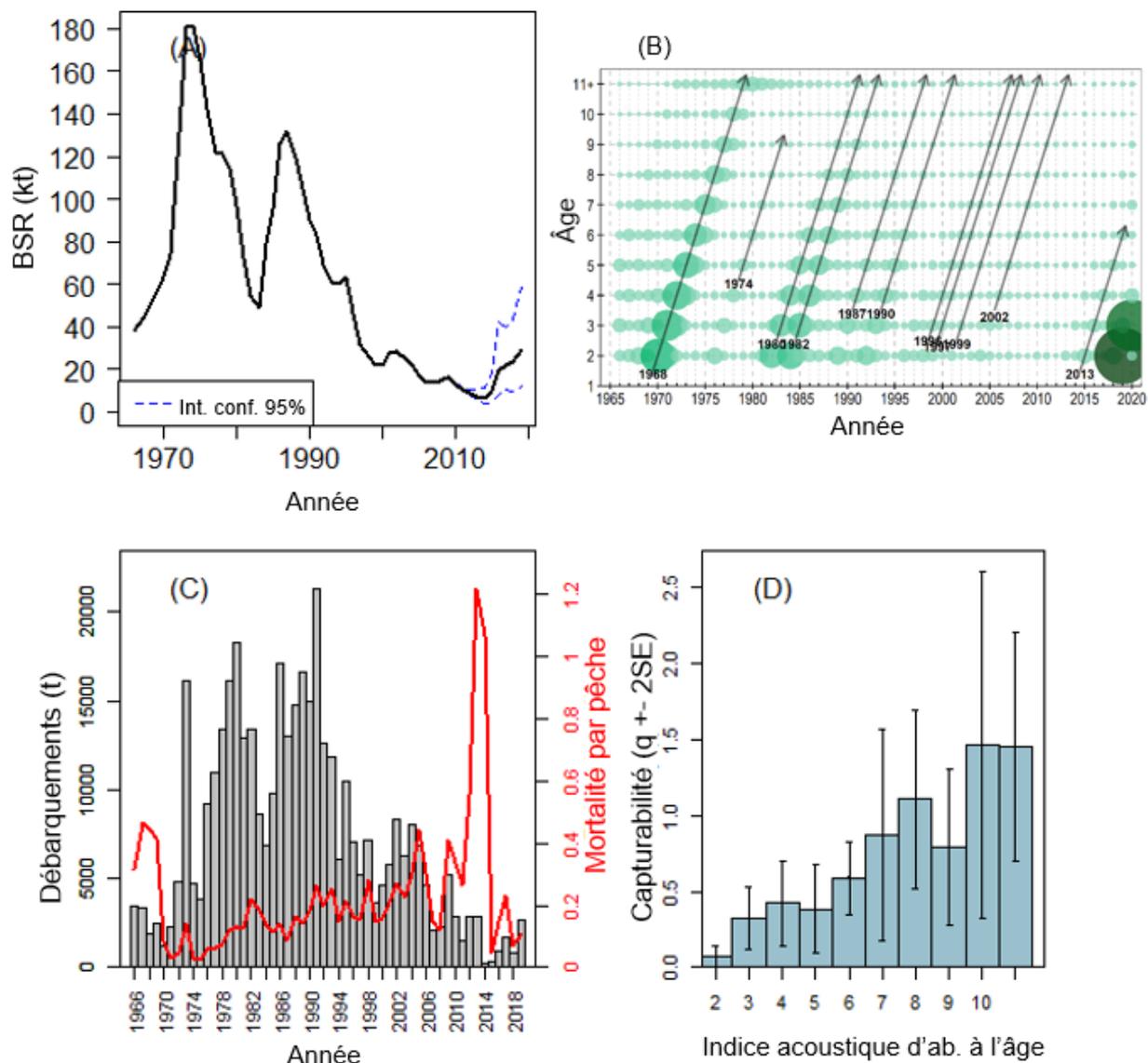


Figure A59. Sorties du modèle 2a pour les reproducteurs de printemps : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 19 et 25), (C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et débarquements annuels, et (D) coefficients de capturabilité

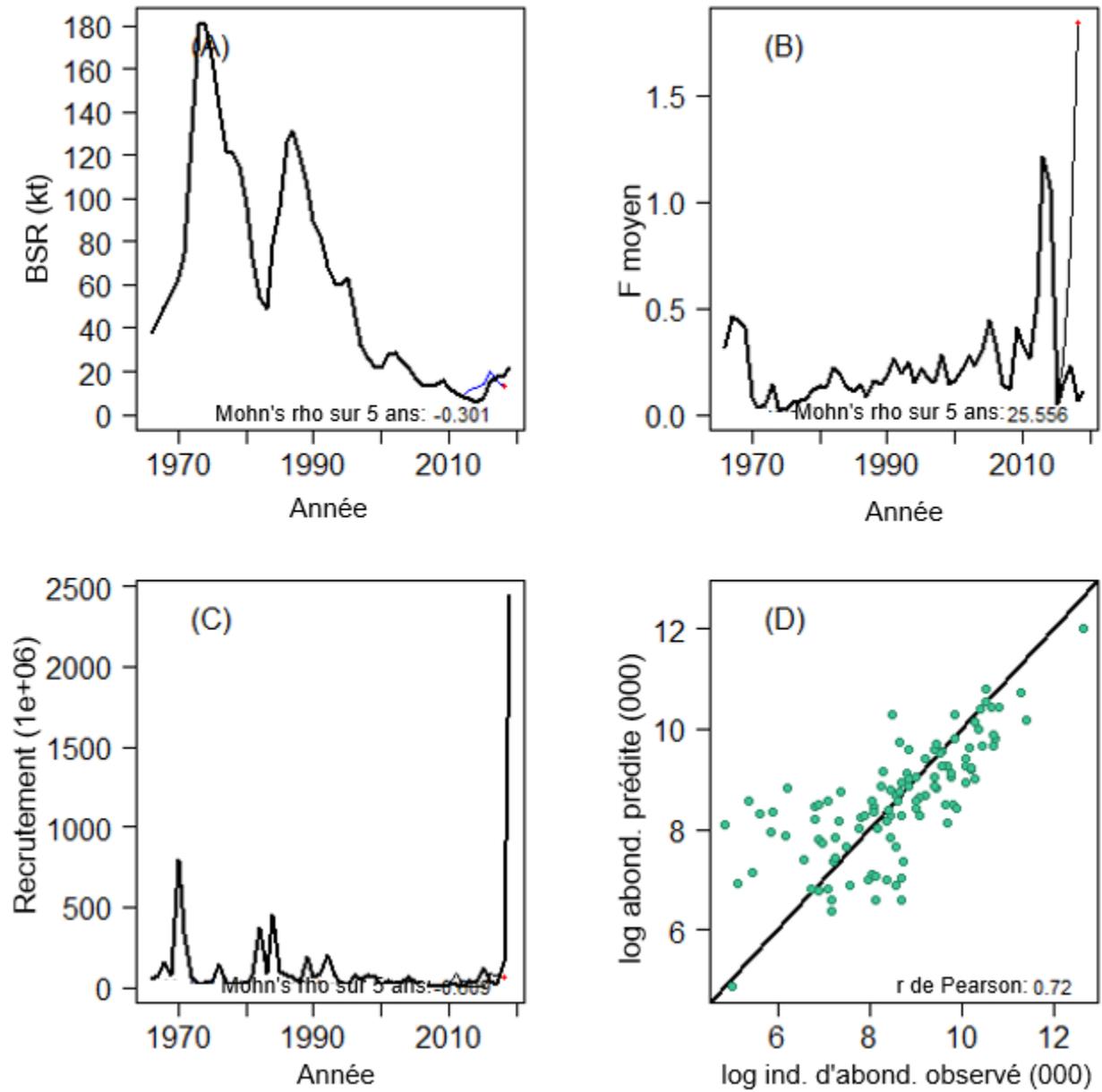


Figure A60. Modèle 2a des reproducteurs de printemps : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR, (B) moyenne de F, (C) le recrutement, et (D) abondances prédites et observées.

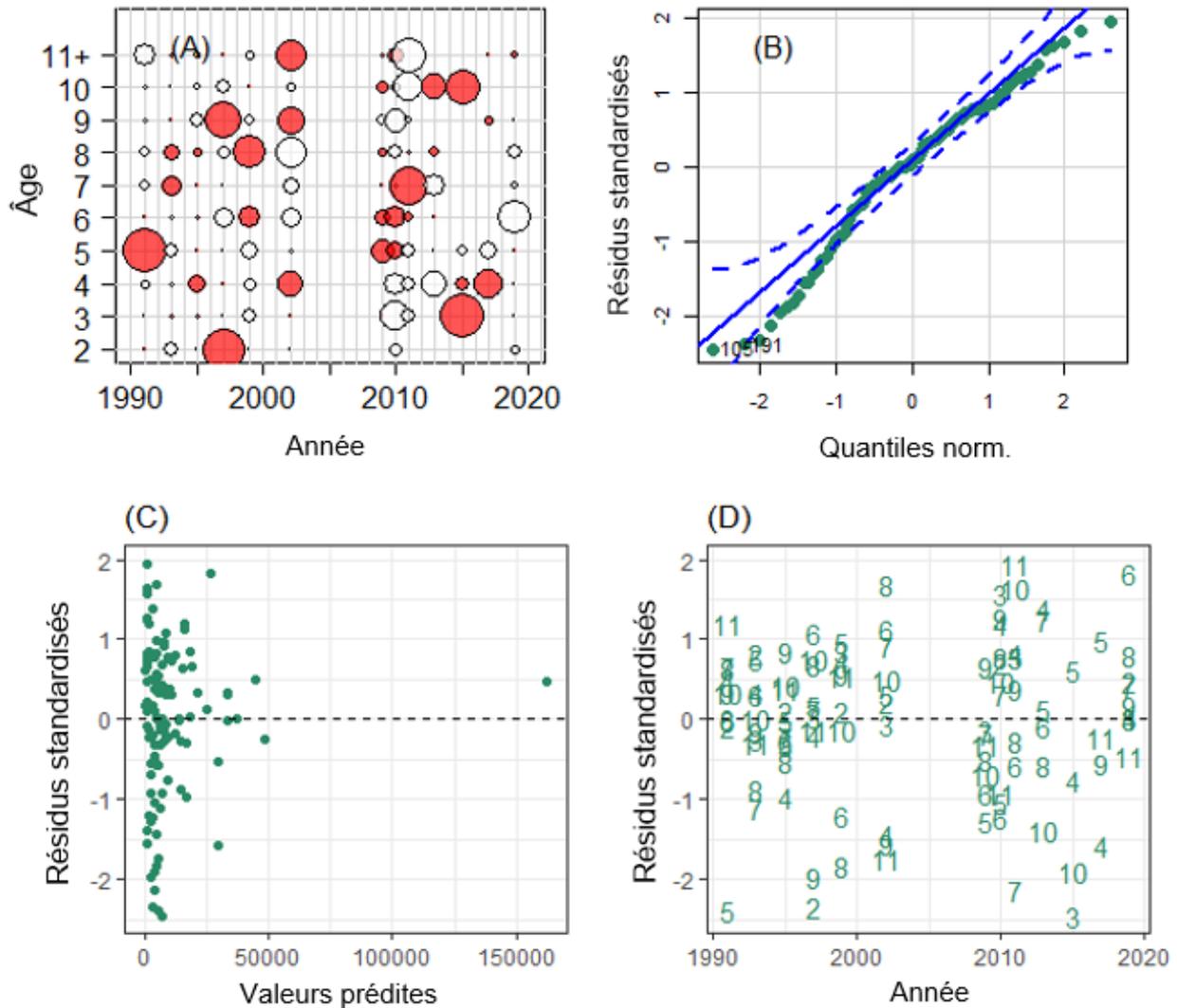


Figure A61. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 2a pour les reproducteurs de printemps : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge

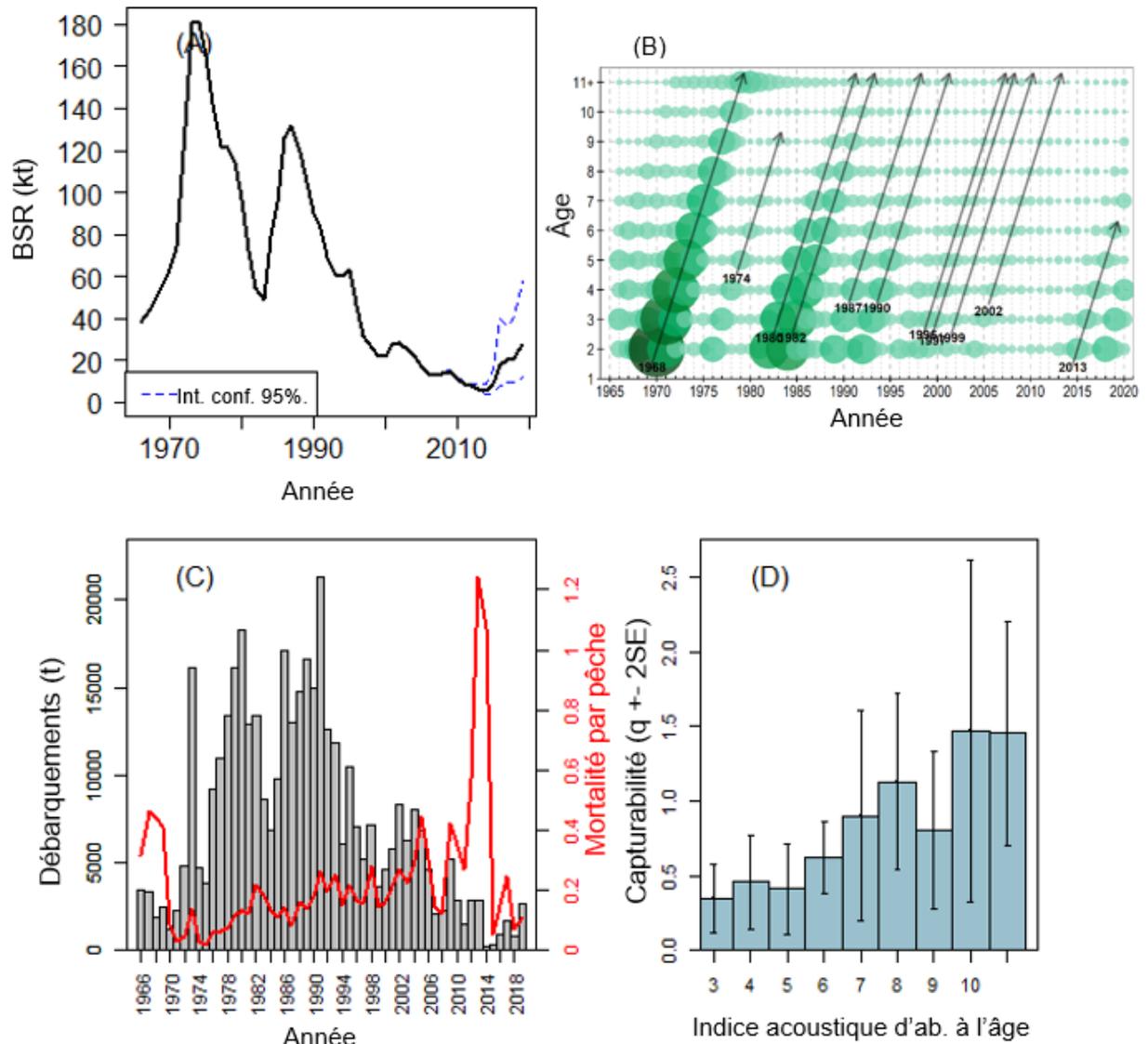


Figure A62. Sorties du modèle 2b pour les reproducteurs de printemps : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 19 et 25), (C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et débarquements annuels, et (D) coefficients de capturabilité.

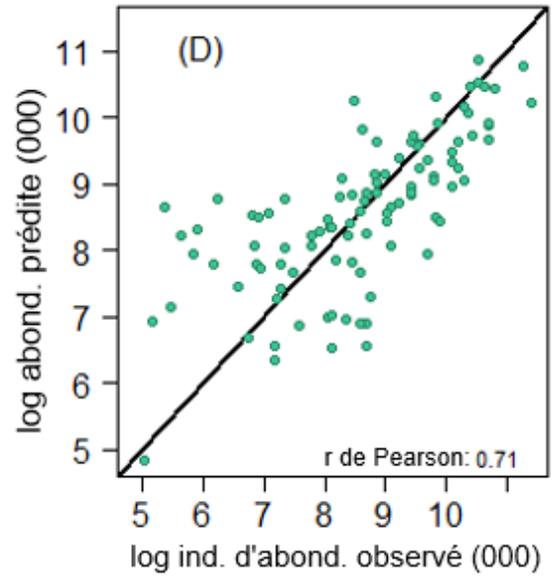
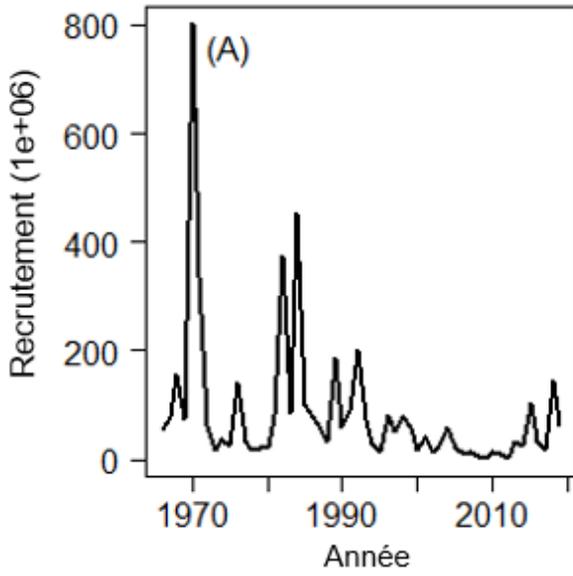


Figure A63. Modèle 2b des reproducteurs de printemps : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR et (D) abondances prédites et observées.

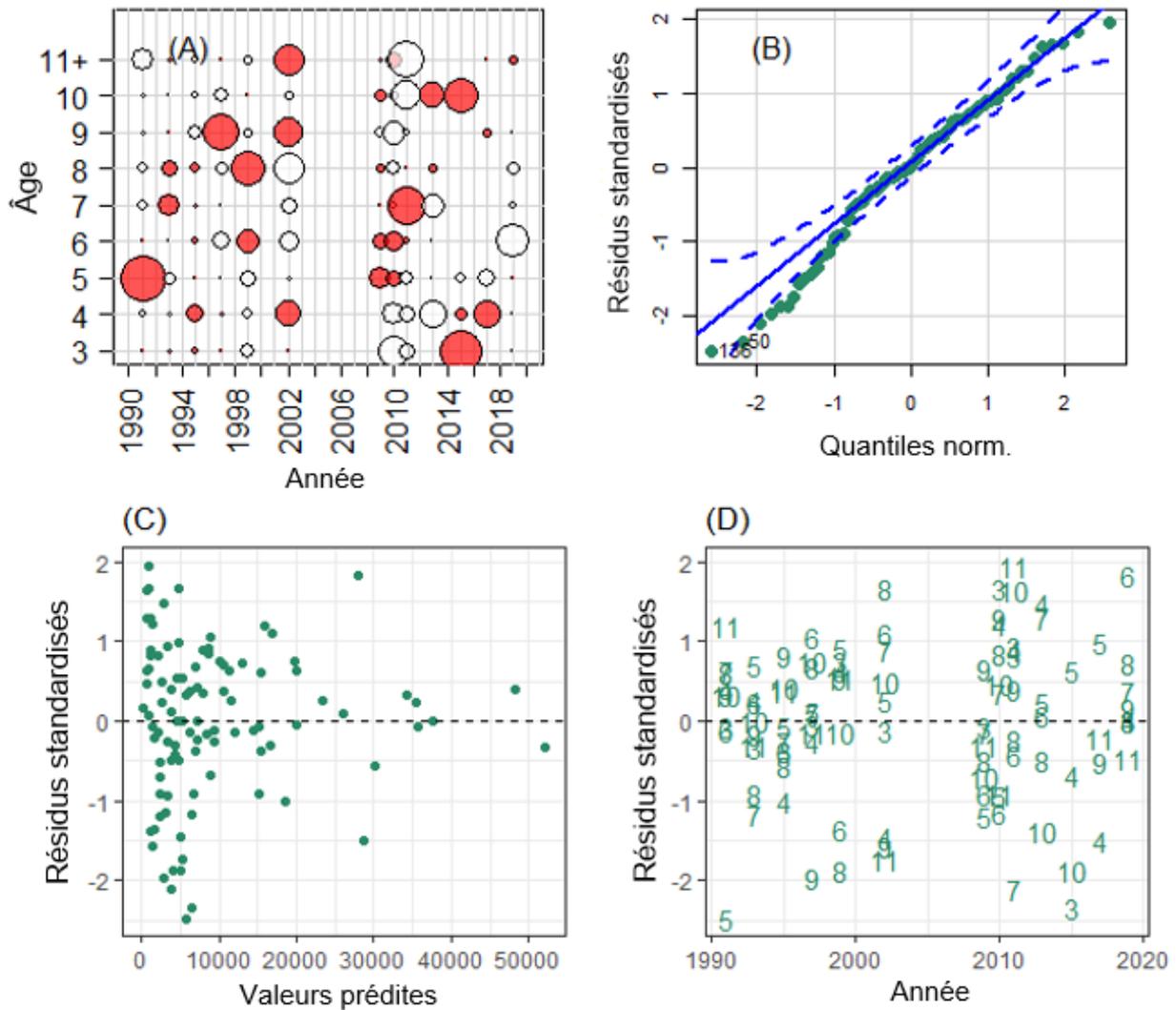


Figure A64. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 2b pour les reproducteurs de printemps : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge.

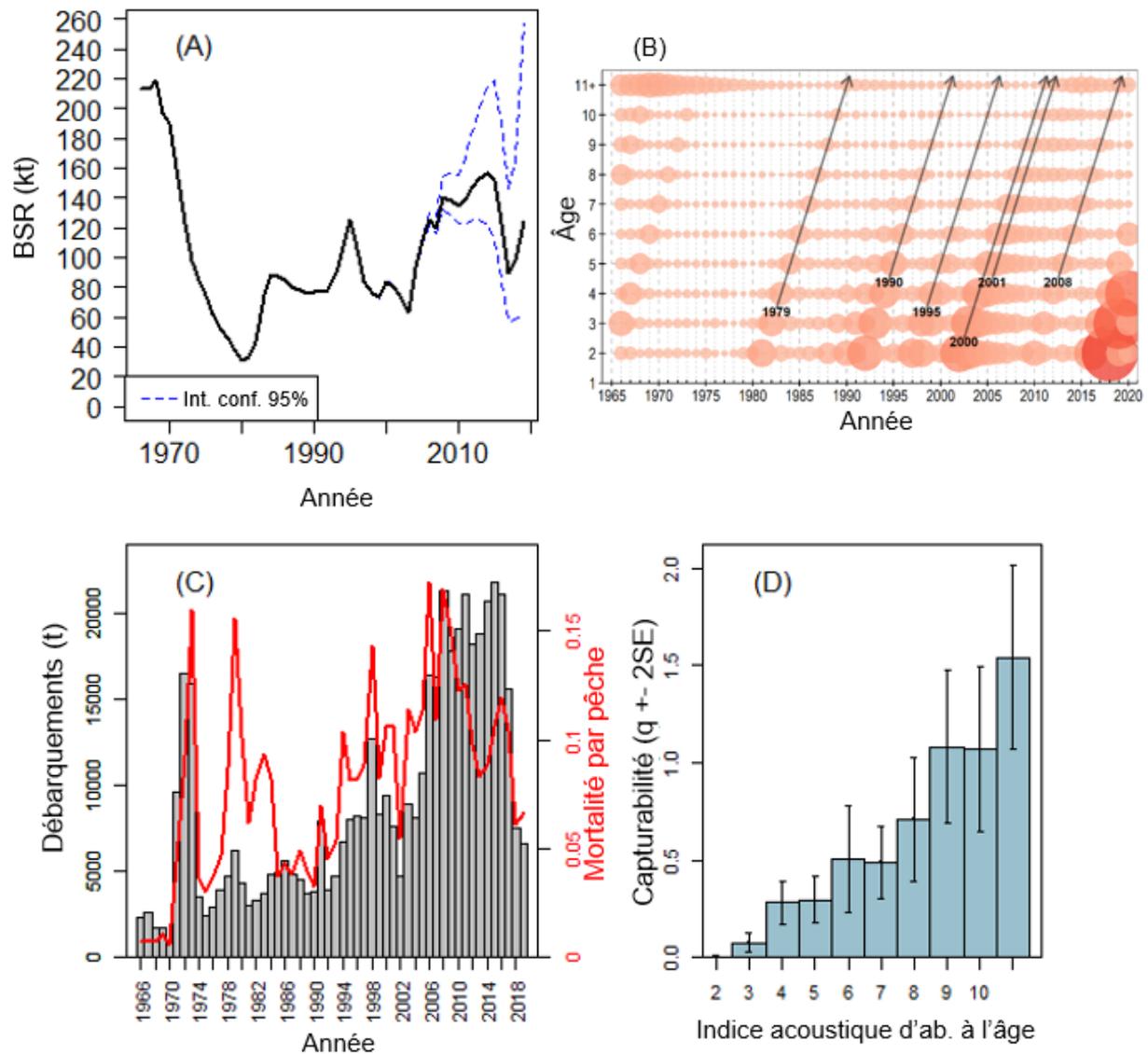


Figure A65. Sorties du modèle 2a pour les reproducteurs d'automne : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 19 et 25), (C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et débarquements annuels, et (D) coefficients de capturabilité.

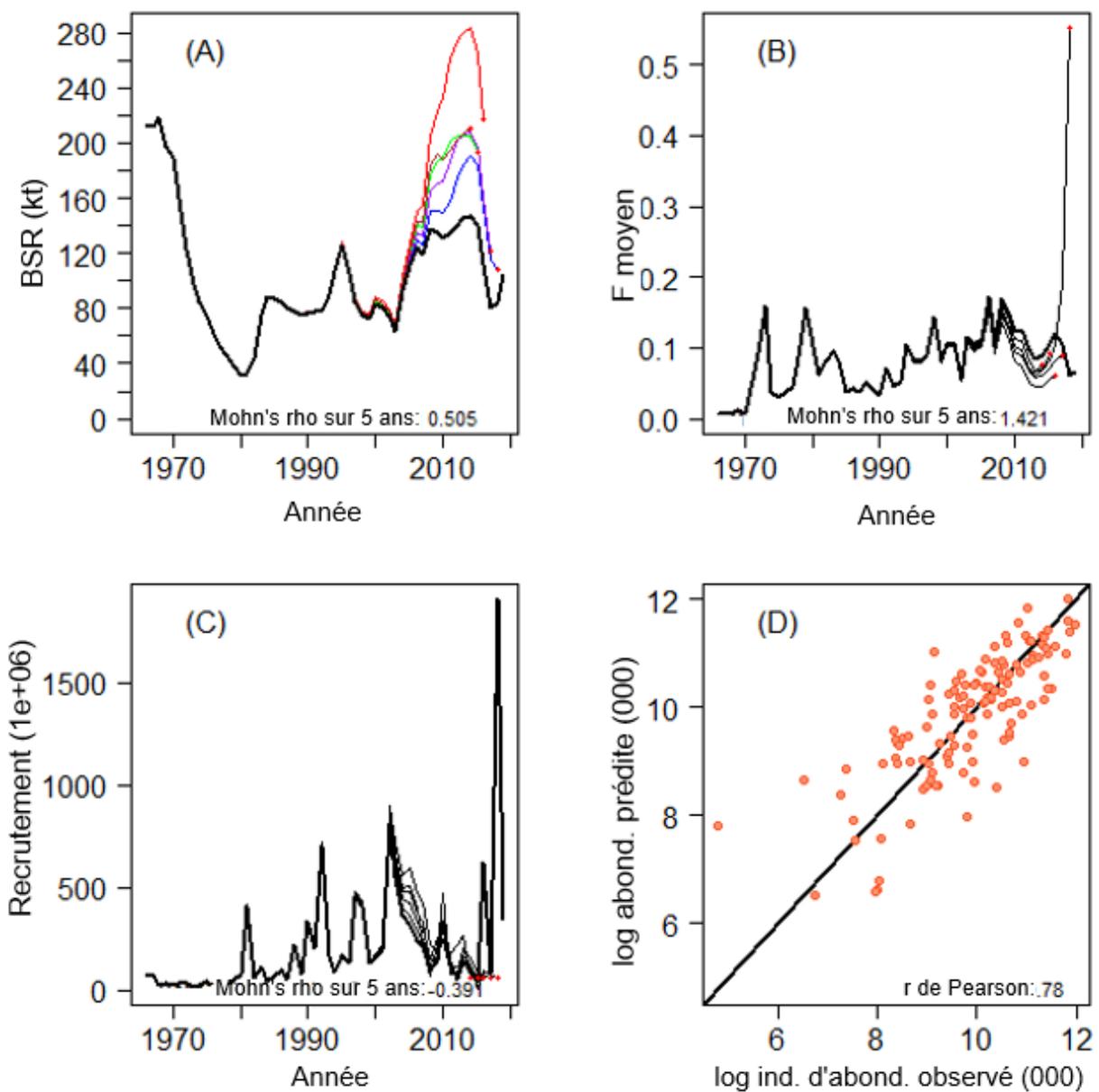


Figure A66. Modèle 2a des reproducteurs d'automne : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR, (B) moyenne de F, (C) le recrutement, et (D) abondances prédites et observées.

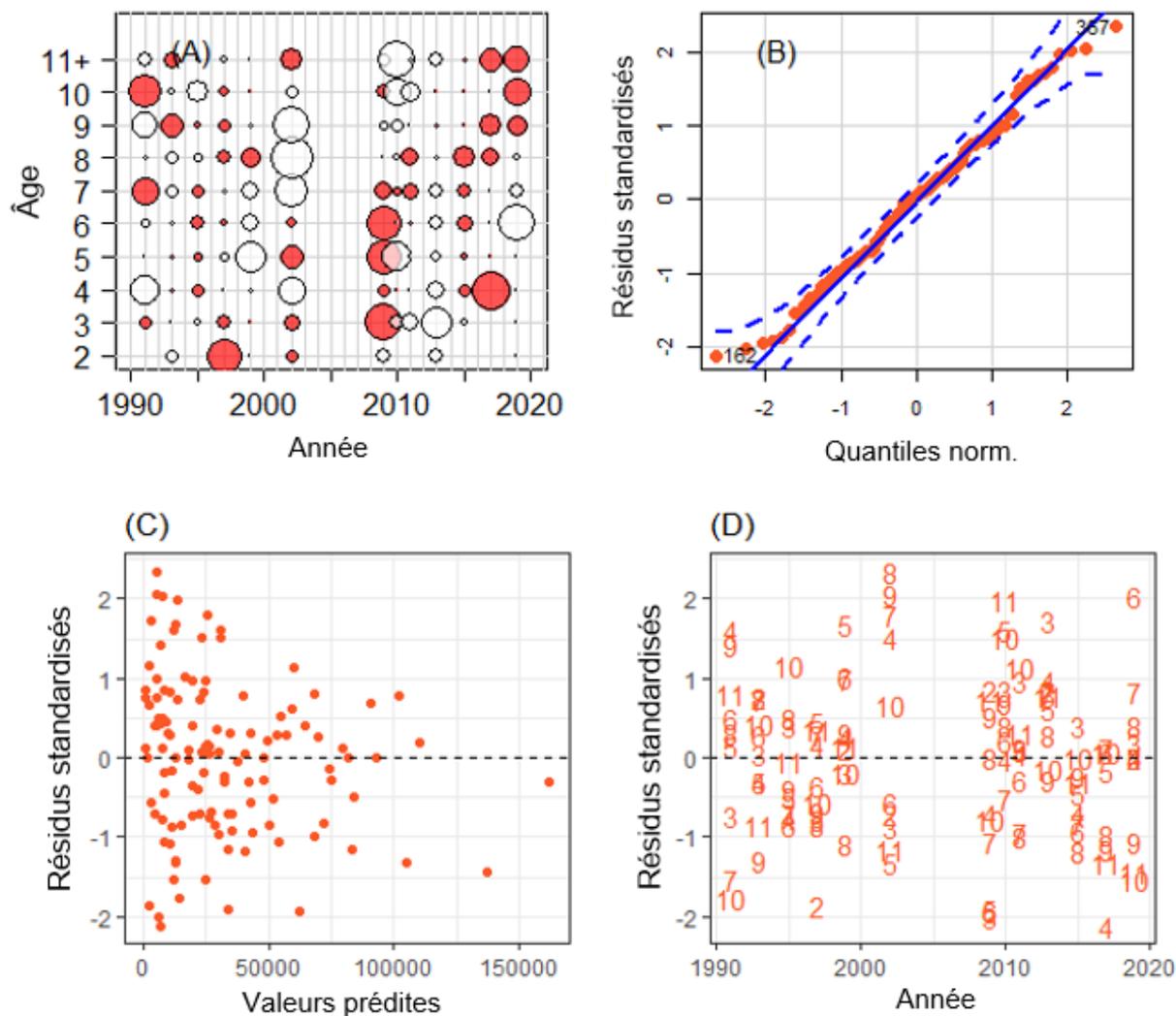


Figure A67. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 2a pour les reproducteurs d'automne : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge.

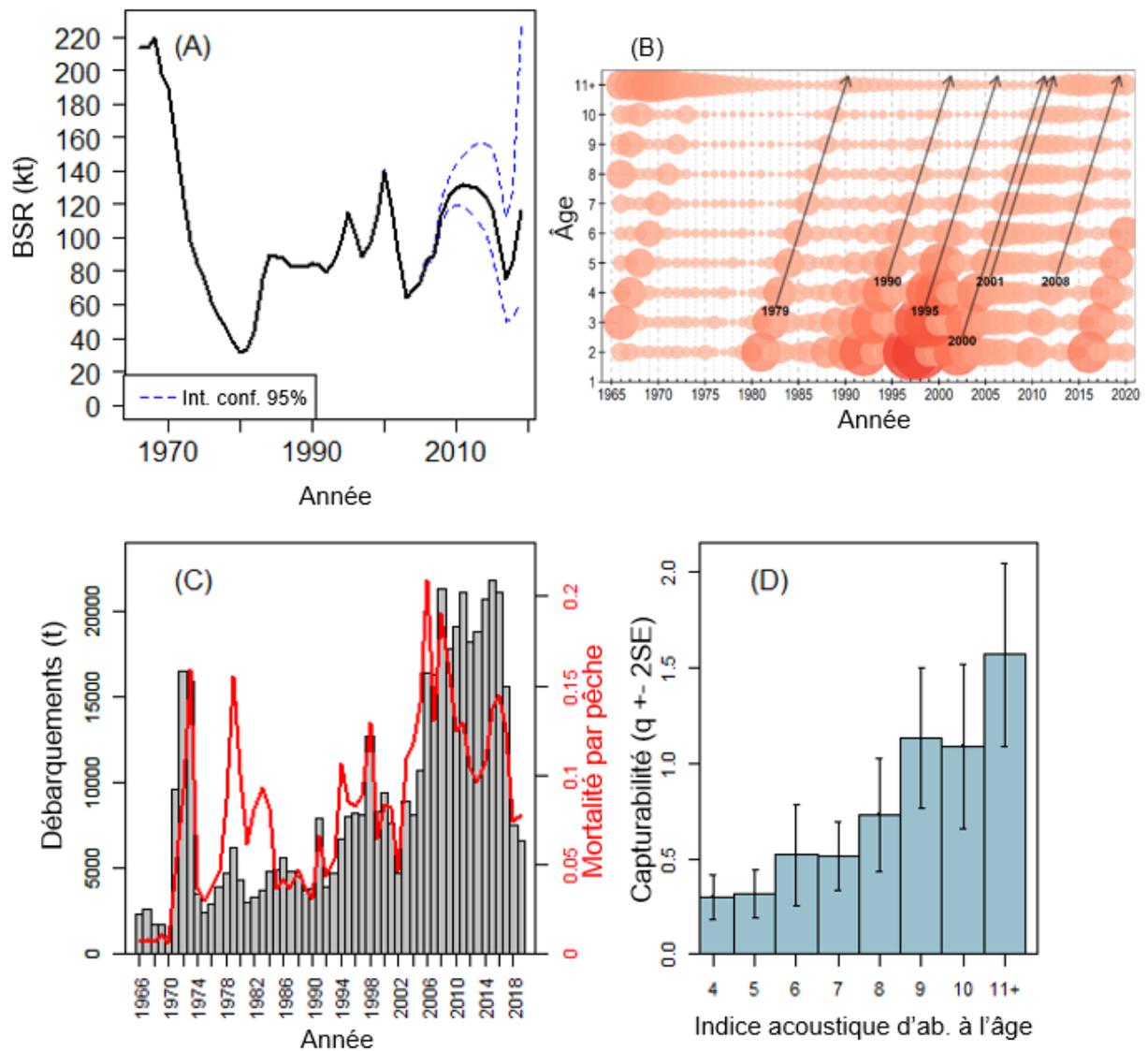


Figure A68. Sorties du modèle 2b pour les reproducteurs d'automne : (A) biomasse estimée du stock reproducteur avec intervalles de confiance à 95 %, (B) nombre selon l'âge prédit (les flèches représentent les mêmes cohortes dominantes que celles indiquées aux Figure 19 et 25), (C) F moyen (2 à 11 ans et plus) et débarquements annuels, et (D) coefficients de capturabilité.

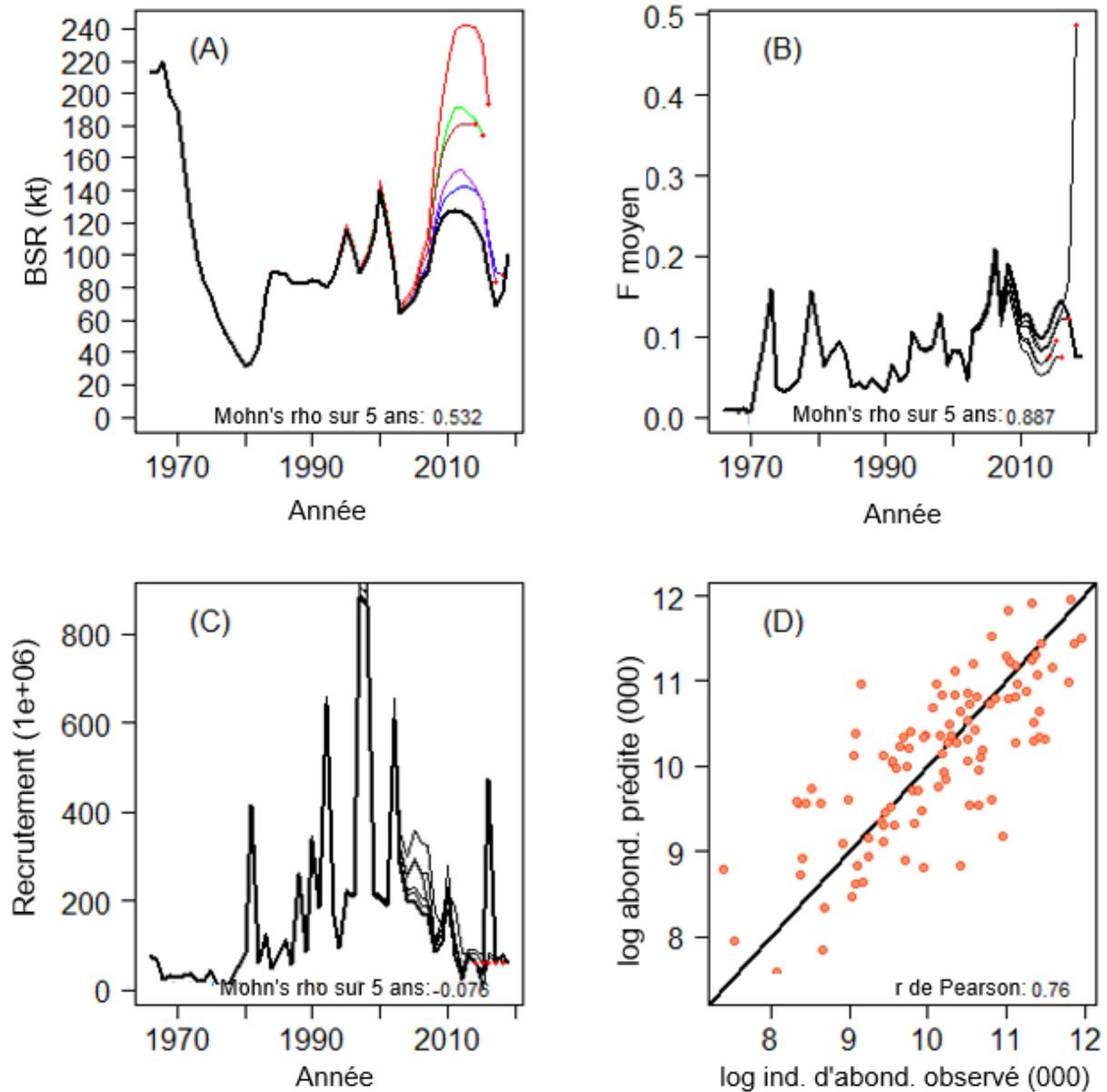


Figure A69. Modèle 2b des reproducteurs d'automne : diagrammes rétrospectifs pour (A) la BSR, (B) moyenne de F, (C) le recrutement, et (D) abondances prédites et observées.

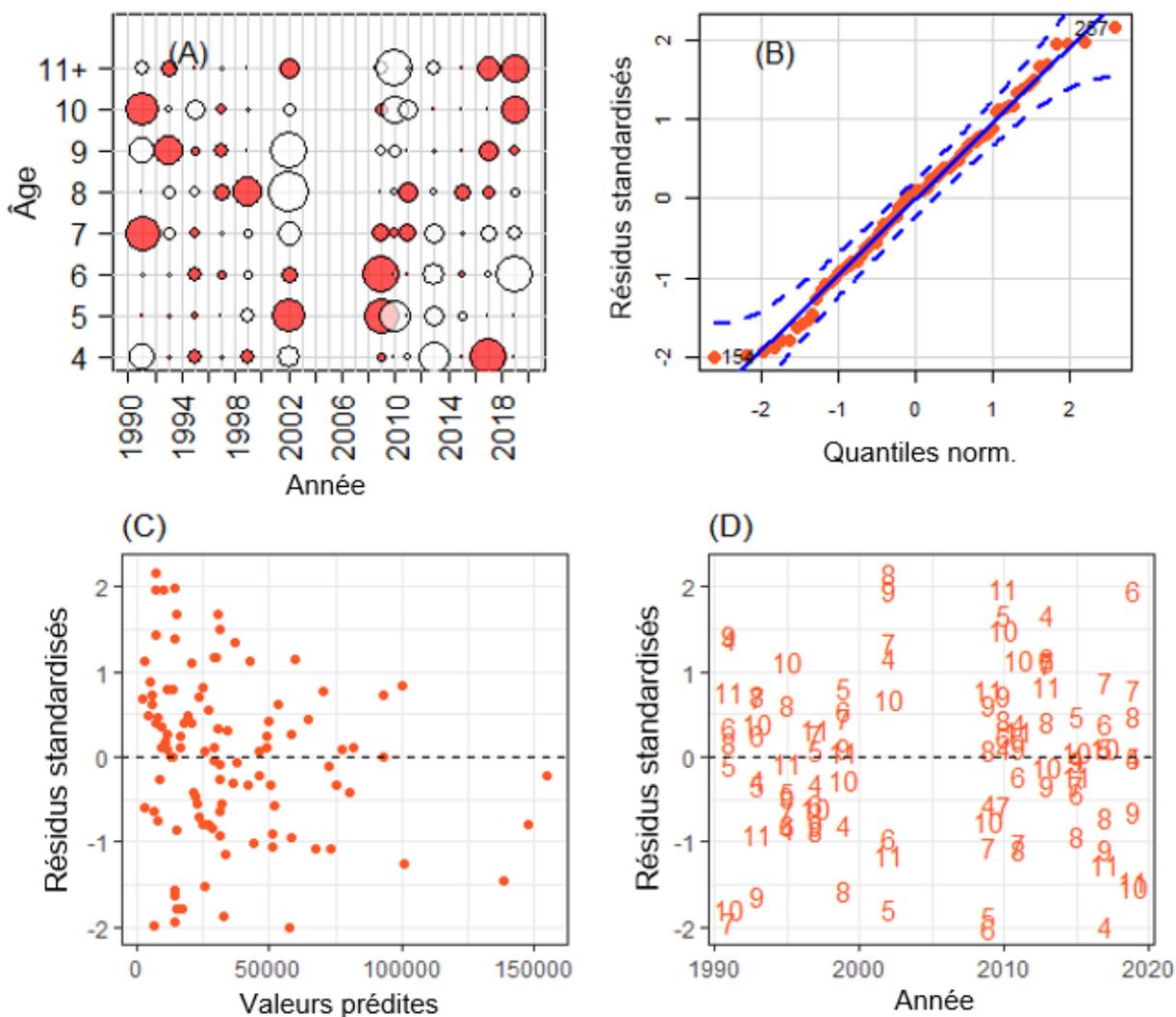


Figure A70. Diagrammes des résidus de l'indice du modèle 2b pour les reproducteurs d'automne : (A) diagramme à bulles des résidus par âge et par année (les bulles blanches et rouges représentent respectivement les résidus positifs et négatifs), (B) diagramme quantile-quantile (les lignes bleues pleines et pointillées représentent respectivement les quantiles théoriques et les intervalles de confiance à 95 %), (C) résidus standardisés et valeurs prédites, et (D) résidus standardisés selon de l'année et l'âge